

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**ÁGUAS ACUMULADAS EM AÇUDES E BARRAGENS
NA REGIÃO DE SANTA MARIA E FLUTUAÇÕES EM
SEUS ATRIBUTOS FÍSICO QUÍMICOS.**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Maria Angélica da Silveira Lima

Santa Maria, RS, Brasil.

2005

**ÁGUAS ACUMULADAS EM AÇUDES E BARRAGENS NA
REGIÃO DE SANTA MARIA E FLUTUAÇÕES EM SEUS
ATRIBUTOS FÍSICO QUÍMICOS.**

por

Maria Angélica da Silveira Lima

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**

Orientador: Prof. Dr. João Kaminski

Santa Maria, RS, Brasil

2005

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação de
Mestrado

**ÁGUAS ACUMULADAS EM AÇUDES E BARRAGENS NA REGIÃO
DE SANTA MARIA E FLUTUAÇÕES EM SEUS ATRIBUTOS FÍSICO
QUÍMICOS.**

elaborada por
Maria Angélica da Silveira Lima

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA

João Kaminski, Dr.
(Presidente/Orientador)

Alex Fabiano Claro Flores, Dr. (UFSM)

Carlos Alberto Ceretta, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 30 de setembro de 2005.

À Deus,

Ao Marcelo, meu filho de coração, cuja educação é

minha principal obra,

À minha avó (*in memorium*),

À minha mãe,

Aos meus pais de coração: Arno e Leni,

Aos meus amigos, vocês sabem o quanto são

importantes para mim,

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. João kaminski pela orientação, competência, confiança e incentivo transmitidos durante este trabalho.

Ao Prof. Dr. Alex Flores, pela co-orientação durante este trabalho, pela amizade, e principalmente pelo apoio nos momentos mais difíceis.

Ao Prof. Dr. Carlos Alberto Ceretta, coordenador do PPGCS, por aceitar participar desta banca e pela cordialidade e educação com que me recebeu.

Ao Prof. Dr. Danilo Rheinheimer dos Santos pela co-orientação e amizade.

A todos os professores do departamento de Ciência do Solo que contribuíram para o meu crescimento profissional.

Ao aluno de doutorado de Ciência do Solo Gustavo Brunetto pelo auxílio imprescindível. Quando pensei que não iria conseguir, Deus te mandou Gustavo.

Aos Funcionários do departamento de Solo em especial ao Luiz Francisco Finamor e ao secretário do PPGCS Tarcísio Uberti.

Aos colegas de mestrado pelo apoio e amizade durante o curso.

Ao Prof. Nilo Zanatta pelo apoio profissional durante este período.

Aos alunos do laboratório de solo em especial ao André, Fábio, Diovane e Marquel pela ajuda nos momentos decisivos.

A professora Júlia Vasconcellos, prof. da UNIFRA pela amizade, companheirismo e ajuda profissional nas análises biológicas.

Ao Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva e ao funcionário Thiago Formentini pelas análises de DBO.

À Alan Edgar Claudino e especialmente a André Copetti, estudantes de agronomia e bolsistas IC no Departamento de Solos, pela ajuda no tratamento das imagens apresentadas.

Aos operadores do RMN, que seguraram a “barra” durante a minha ausência.

Aos meus familiares que de alguma forma estiveram presentes durante este trabalho.

Aos meus amigos, alicerces da minha vida.

Aos filhos dos meus amigos, que são alegrias de minha vida: Arthur, Artur, Gabriel, Lecy (minha filha de coração), Luisa (minha princesa), Luis Matheus, Maria Eugênia, Marina, Moisés, Pedro.

A todas as pessoas que colaboraram direta ou indiretamente para esta pesquisa.

Que nuestros esfuerzos desafíen las imposibilidades, acuerdense de que las grandes proezas de la historia fueron conquistas de lo que parecía imposible.

(CH. CHAPLIN)

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

ÁGUAS ACUMULADAS EM AÇUDES E BARRAGENS NA REGIÃO DE SANTA MARIA E FLUTUAÇÕES EM SEUS ATRIBUTOS FÍSICO QUÍMICOS.

AUTORA: MARIA ANGÉLICA DA SILVEIRA LIMA

ORIENTADOR: JOÃO KAMINSKI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 30 de setembro de 2005.

A qualidade das águas superficiais de reservatórios depende da forma de uso do solo na bacia de contribuição de uso e ocupação do solo. Como a recarga se dá por deflúvio superficial o enriquecimento da água por nutrientes é consequência da forma de agricultura na bacia. Este trabalho teve como objetivo acompanhar as flutuações em propriedades físico químicas de açudes nas cercanias de Santa Maria e estudar a influência da forma de uso do solo na bacia de contribuição sobre os atributos da água acumulada. Destes açudes 5 são utilizados na irrigação de arroz e dois para dessedentação de animais. Foram realizadas cinco coletas das amostras de água, cobrindo o período de recarga e descarga dos reservatórios., nas quais foram avaliados os seguintes atributos físico-químicos : pH, turbidez, condutividade, temperatura, ortofosfato, nitrato, nitrito, demanda bioquímica de oxigênio, sulfatos, cloretos e potássio. Pelos resultados obtidos observa-se que todos os pontos amostrados apresentam razoável grau de impacto. Os parâmetros físico-químicos apresentem flutuações durante o ano, e os teores de fósforo em todos os períodos de que não são explicáveis, por eventos climáticos, os teores de fósforo em todos os períodos de amostragem foram maiores que os admitidos pelo CONAMA, isto coloca estes reservatórios em estado de alerta, já que os processos de eutrofização estão instalados, podendo contribuir para uma rápida degradação na qualidade destas águas.

Palavras-chaves: Qualidade da água, eutrofização, cianobactérias, transferência de nutrientes.

ABSTRACT

Master Science Dissertation
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

WATERS ACCUMULATED IN DAMS AND BARRAGES IN THE SANTA MARIA REGION AND FLUCTUATIONS IN ITS CHEMICAL PHYSICAL ATTRIBUTES.

AUTHOR: MARIA ANGÉLICA DA SILVEIRA LIMA

ADVISOR: JOÃO KAMINSKI

Santa Maria, September 30, 2005.

The quality of superficial waters of reservoirs depends on the form of ground use occupation on the catchments area. As the recharge is superficial emanation the enrichment of the water with plants nutrients is consequence of the form of around agriculture. This work was carried out to follow the fluctuations in chemical dam properties physical in the environs of Saint Maria to study the influence of the form of use of the ground in the one are used in the irrigation of rice and two for animal's drinking water. The collections of the water samples were carried out through recharge and discharge, covering five collections, in which had been evaluated the following physicist-chemistries attributes: pH, turbid, conductivity, temperature, orthophosphate, ions nitrate, nitrite, demand oxygen biochemist, sulfates, chlorides and potassium. For the gotten results it is observed that all the showed points present reasonable degree of impact. Although the physical-chemistry parameters alerting shows fluctuations during year, not explained by climatic events, the phosphorus level in all the periods of that they are not you explained, with climatic events, the phosphorus level in all the periods of sampling had been highest that the admitted ones for the CONAMA, alerting for the eutrofização processes installed, being able to contribute for a fast degradation in the quality of these waters.

Key words: Quality of the water, eutrophication, cyanbacterium, transfer of nutrient.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Localização dos reservatórios amostrados.....	37
Tabela 2-	Valores de demanda bioquímica de oxigênio na água nos diferentes pontos amostrados.....	48
Tabela 3-	Valores de fósforo na solução nos diferentes pontos amostrados.....	50
Tabela 4-	Valores de pH na água nos diferentes pontos amostrados.....	52
Tabela 5-	Valores de temperatura na água nos diferentes pontos amostrados.....	52
Tabela 6-	Valores de nitrato+ nitrito na água nos diferentes pontos amostrados.....	53
Tabela 7-	Relação N:P na água nos diferentes pontos amostrados.....	54
Tabela 8-	Valores de turbidez na água nos diferentes pontos amostrados.....	54
Tabela 9-	Valores de condutividade na água nos diferentes pontos amostrados.....	55
Tabela 10-	Coeficientes de correlação simples entre as variáveis analisadas na água coletada em todos os pontos.....	56
Tabela 11-	Porcentagem dos principais usos do solo dentro da área de captação das bacias dos pontos estudados.....	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. “Vila Block”(P1).....	57
Figura 2-	Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do açude.“Guedes” (P2).....	57
Figura 3-	Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude “Corticeira” (P2).....	58
Figura 4-	Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude.“Parada Link 1” (P3).....	59
Figura 5-	Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. “Parada Link 2” (P4).....	60
Figura 6-	Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. “Possobon” (P6).....	60
Figura 7-	Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. “Vale Vêneto” (P7).....	61
Figura 8-	Espécies de cianobactérias.....	62

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE TABELAS	10
LISTA DE FIGURAS	11
1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO DA LITERATURA	16
2.1 Eutrofização	18
2. 1.1 Problemas da eutrofização.....	20
2.2. Escoamento superficial	22
2.3 Cianobactérias	23
2.3.1 Fatores determinantes do surgimento das florações.....	25
2.3.1.1 Fósforo e Nitrogênio.....	25
2.4 Significado ambiental das variáveis	26
2.4.1 Temperatura.....	26
2.4.2 Turbidez.....	27
2.4.3 Cloreto.....	27
2.4.4 Condutividade.....	28
2.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5, 20}).....	29
2.4.6 Fluoretos.....	29
2.4.7 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	30
2.4.8 Potássio.....	31
2.4.9 Série de Nitrogênio (amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio orgânico).....	32
2.4.10 Fósforo Total.....	34

3 MATERIAL E MÉTODOS.....	36
3.1 Estratégia de amostragem.....	36
3.2 Procedimentos de análise.....	38
3.2.1 Procedimento para Coleta e Preservação das Amostras.....	38
3.2.2 Parâmetros Físico-químicos analisados e descrição dos procedimentos.....	38
3.2.3 Procedimentos de análise biológica de água.....	44
3.3 Variáveis meteorológicas.....	46
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	47
4.1 Análise de parâmetros físico-químicos.....	47
4.2 Influência da bacia de contribuição.....	56
4.3 Análise de parâmetros biológicos.....	62
5 CONCLUSÃO.....	64
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
7.ANEXOS.....	68

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem vital para a sobrevivência de todas as espécies do planeta, sendo também considerada como um recurso, que enfrenta problemas de quantidade e de qualidade. Atualmente, há mais de um bilhão de pessoas sem disponibilidade suficiente de água para consumo doméstico e com a tendência de agravar ainda mais essa situação, pois o relatório das Organizações Unidas (ONU, 1999) faz um alerta que a carência de água atingirá 2/3 da população, isto significa que em 2025, em torno de 5,5 bilhões de pessoas vão sofrer com a falta de água (SETTI, 2001). Grande parte dos problemas é proveniente da má distribuição da água no planeta. Aproximadamente 97% do volume total estão nos mares e o restante encontra-se na terra; destes, 77% nas calotas polares, principalmente na Groelândia e na Antártica e nos mares salinos situados nos continentes; 22% como água subterrânea e 1% em outras formas. Deste 1%, os lagos detêm 61%, a água atmosférica e o solo 39% e os rios menos de 4/10 de 1% (SPERLING, 1996).

Outro grande problema está no desperdício e na contaminação de mananciais, baseados na cultura da abundância e na ausência de políticas de preservação e de formas de utilização.

A água é o solvente universal, por isso ela não é encontrada pura em nenhuma situação na natureza. O seu aspecto qualidade nada mais é do que o grupo de substâncias que estão solubilizadas ou em suspensão. Assim, águas de mares e oceanos não estão disponíveis por causa do excesso de cloreto de sódio dissolvido. Do mesmo modo, um grande número de substâncias minerais e orgânicas presentes na água, determinam a sua condição de classe ou categoria. Por isso, é mais provável o rebaixamento da classe de água por contaminação devido a atividades antrópicas na bacia de contribuição, do que a melhoria de sua qualidade. Por outro lado, a presença de organismos na água, também é determinada pela concentração e tipo de substâncias presentes, inclusive oxigênio dissolvido. Deste modo a água atua como veículo de transferência de substâncias e organismos, inclusive microorganismos patogênicos (MACEDO, 1994).

Os espelhos de água são, em grande parte, constituídos por reservatórios de acumulação, como os açudes, localizados em depressões e cujos barramentos captam água do deflúvio superficial de uma bacia de contribuição, destinando-se à

irrigação de arroz ou bebedouros. Também barragens construídas nos leitos de córregos ou rios, destinando-se para irrigação, para abastecimento urbano ou industrial, controle de cheias e, as de grande porte, para geração de energia elétrica. Nas cercanias de Santa Maria os espelhos de água ou são para abastecimento, ou para irrigação de arroz, porém são encontrados vários deles para dessedentação de animais e, outros, desativados. Mas o que deve ser destacado é que a qualidade da água acumulada depende do tipo de solo ocorrente na bacia de contribuição e do destino que se lhe é dado, principalmente das atividades silvoagropastoris.

O presente trabalho foi planejado com o objetivo de: (a) verificar flutuações em propriedades físico-químicas de açudes nas cercanias de Santa Maria, durante um ciclo de primavera-verão, (b) estudar a influência da forma de uso do solo na bacia de contribuição sobre os atributos da água acumulada.

2. REVISÃO DE LITERATURA

A oferta de água em quantidade e qualidade adequadas é fator imprescindível para a prevenção de riscos à saúde e melhoria da qualidade de vida da população. Por este motivo, o setor saúde assumiu, historicamente, um papel ativo na vigilância da qualidade da água para consumo humano. A água e a saúde das populações são duas coisas inseparáveis. A disponibilidade de água de qualidade é uma condição indispensável para a própria vida e mais que qualquer outro fator, a qualidade da água condiciona a qualidade de vida (BRASIL, 2001).

A manutenção dos padrões é tarefa de quem produz água para consumos humanos, que para isso deve realizar um rigoroso controle de qualidade. A vigilância da qualidade da água, que é atribuição do órgão de Vigilância Sanitária, baseia-se tanto na certificação de que a água consumida pela população se encontra dentro do padrão de potabilidade, como pela observação sistemática de ocorrência de surtos de doenças relacionadas à qualidade da água.

A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), órgão da estrutura do Ministério da Saúde, por meio da Coordenação Geral de Vigilância Ambiental em Saúde (CGVAM), do Centro Nacional de Epidemiologia (Cenepi), promoveu ao longo do ano de 2000 a atualização das normas de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, resultando na publicação da Portaria nº. 1.469, do Ministério da Saúde, em 29 de dezembro de 2000 (BRASIL, 2000). Esta Portaria dispunha sobre os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da água e seu padrão de potabilidade, em razão da importância que tanto a sua qualidade como quantidade representam para melhoria da qualidade de vida e a manutenção da saúde humana.

A Portaria nº. 1.469/2000, que substituiu a de nº. 36/90 publicada em 19 de Janeiro de 1990, continha ainda a recomendação para uma revisão num prazo máximo de cinco anos da sua promulgação, que poderia ser solicitada por qualquer dos componentes do setor saúde. Estabeleceu também, em seus capítulos e artigos, a responsabilidade por parte de quem produz a água, no caso os serviços de abastecimento coletivo, e soluções alternativas, a quem cabe o exercício de “controle de qualidade da água” e das autoridades sanitárias das diversas instâncias

de governo, a quem cabe a missão de “vigilância da qualidade da água para consumo humano”. Também ressaltou a responsabilidade dos órgãos de controle ambiental no que se refere ao monitoramento e controle das águas brutas de acordo com os mais diversos usos, incluindo o de fonte de abastecimento de água destinada ao consumo humano (AGUIAR, 2003).

Foi definido ainda pela Portaria nº. 1469/2000 que o consumidor passaria a monitorar a qualidade da água que chegasse a seu domicílio. Fixaram-se novas regras para a potabilidade da água consumida em todo o País e determinado que as empresas de abastecimento eram obrigadas a fornecer aos consumidores relatórios anuais sobre a qualidade da água. Com essa medida, o Governo pretendia atender recomendações da Organização Mundial de Saúde - OMS sobre a potabilidade da água destinada ao consumo humano, evitando a transmissão de doenças à população por meio de bactérias (BRASIL, 2000). No entanto, para água destinada à irrigação, dessedentação de animais, ou mesmo açudes abandonados, que podem representar focos de disseminação de organismos, não há definição do órgão fiscalizador. A criação de comitês de Bacias Hidrográficas pode melhorar a fiscalização, mas o gigantismo da tarefa de cada comitê e o confronto de interesses pode emaranhar ainda mais a responsabilidade na fiscalização.

Em 25 de março de 2004 foi publicada pelo Ministério da Saúde a Portaria nº. 518 que revogou a de nº. 1469. Esta regula, atualmente, os padrões de potabilidade da água para o consumo humano. Em função da possibilidade de escassez de água e conseqüente crescimento das formas alternativas de abastecimento, a Legislação incluiu procedimentos e responsabilidades para que os padrões de potabilidade possam ser mantidos nestes sistemas. Tal Legislação define como sistemas alternativos de abastecimento de água: fontes, poços comunitários, distribuição por veículo transportador, instalações condominiais horizontais e verticais (BRASIL, 2004).

O CONAMA estabelece nove classes de qualidade de água, de acordo com os minerais e substâncias presentes e suas respectivas concentrações. No grupo Águas Doces, há cinco classes de acordo com o fim a que se destinam, e a água para irrigação de cereais e grãos é enquadrada na classe 3, portanto o penúltimo em qualidade, destacando que a Classe Especial é para consumo doméstico sem prévia desinfecção. Portanto, na classificação é levada em consideração a possibilidade de prejuízo se usada abaixo da classe a que se destina, ou são recomendados

tratamentos de desinfecção ou purificação. Não são considerados fatores de risco que podem deteriorar sua qualidade, especialmente promover eutrofização. Estes riscos são mais altos em espelhos de água de deflúvio superficial provenientes de bacias de contribuição com áreas de agricultura. Estas águas carregam sedimentos de erosão, nutrientes minerais dissolvidos e, inclusive, xenobióticos (BERTOL et al, 2003; Basso, 2000; Gonçalves, 2003; Pellegrini, 2004), criando condições para ocorrência dos processos que levam a eutrofização.

2.1 Eutrofização

A eutrofização de corpos de água se dá pelo crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo de água (THOMANN E MUELLER, 1987).

Este fenômeno ocorre pelo crescimento progressivo ou abrupto da concentração do nutriente essencial que controlava o tamanho da população, promovido pelo arraste na água do deflúvio. Este controle populacional de organismos que, na escala de ecossistemas, entram como produtor é conhecido como “Lei do Mínimo”, cujo enunciado diz que a população de organismos autotróficos é controlada pelo nutriente essencial encontrado na mais baixa concentração. O aumento desta concentração promove a multiplicação de plâncton de água, resultando num progressivo aumento da deficiência do oxigênio, dificultando que os compostos orgânicos se decomponham completamente em CO_2 e H_2O , que permanecem na forma reduzida e se acumulam, favorecendo a presença de organismos anaeróbicos, cujos produtos finais do seu metabolismo resultam em metano, etileno, gás sulfídrico, e outras substâncias orgânicas de baixo peso molecular (MENGEL E KIRBY, 1979).

A retirada da vegetação natural da bacia para agricultura representa, usualmente, uma etapa intermediária no processo de deterioração de um corpo de água, mesmo quando se destinam a florestamento. Para garantir uma produção elevada, adiciona-se N e P, frequentemente superiores a capacidade de assimilação dos vegetais, os quais são transferidos eventualmente para lagos ou represas.

O aumento do teor de nutrientes no corpo de água causa crescimento do número de algas e, em conseqüência, dos outros organismos, situados em degraus

superiores da cadeia alimentar, culminando com os peixes. Esta elevação relativa da produtividade do corpo de água pode ser até bem-vinda, desde que não afete a capacidade de oxigenação da água. O balanço entre os aspectos positivos e negativos dependerá, em grande parte, da capacidade de assimilação de nutrientes do corpo de água e sua capacidade de retenção ou dissipação, quer pelos próprios organismos ou nos sedimentos de fundo. No entanto, sempre que ultrapassa a capacidade de tamponamento, ou resiliência do corpo de água, a eutrofização se torna irreversível.

O Fósforo é um elemento essencial para a vida dos organismos sendo considerado um nutriente limitante da produtividade primária em sistemas de água doce. A importância do fósforo nos sistemas biológicos deve-se a participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, sendo componente dos ácidos nucléicos e dos fosfolipídios (RICKLEFS, 1996) e (ESTEVES, 1998). Por isso o fósforo é o controlador da população de organismos nos corpos de água (ARCHIBOLD, 1995).

De acordo com Salas e Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais da América Latina é limitada por fósforo. Um outro aspecto é o de que, mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, há algas com capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, que não teria a sua concentração reduzida com a diminuição da sua carga. Por estas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização em um corpo de água.

O Fósforo é o nutriente limitante no crescimento de organismos nos corpos de água (ARCHIBOLDE, 1995). Eles requerem carbono, nitrogênio e fósforo como nutrientes majoritários. Assim como as reações químicas deixam de se processar quando um reagente limitante é totalmente consumido, o crescimento de algas é limitado pela disponibilidade de fósforo na água. A transformação de nutrientes em biomassa ocorre em uma proporção média de C: N: P = 110:15: 1. O carbono nunca é a espécie limitante na água, uma vez que sua presença é suprida pelo CO₂ atmosférico. Algas verde-azuladas podem suprir as necessidades em termos do nitrogênio, pois são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico. Assim sendo, o fósforo é usualmente o elemento limitante, embora seja necessária na menor quantidade. Nas décadas de 50 e 60 sais de fosfato eram utilizados em grandes quantidades na formulação de detergentes, visando regular o pH da solução de lavagem e também para manter íons como Ca²⁺ em solução, abrandando a dureza e

produzindo mais espuma. Como conseqüência, são inúmeros os registros de eutrofização em lagos e reservatórios de todo o mundo. Os chamados Grandes Lagos, localizados ao norte dos Estados Unidos e sul do Canadá, são exemplos de ambientes aquáticos severamente atingidos pelo fenômeno da eutrofização artificial. São, igualmente, bons exemplos de cooperação internacional entre países. Desde a década de 70 as legislações norte-americana e canadense impuseram sérias restrições ao uso de fosfatos em detergentes, de tal forma que estes lagos têm sido recuperados desde então. Os níveis médios de fosfato no esgoto canadense caíram de 10 mg. L⁻¹ em 1969 para 5 mg.L⁻¹ em 1974, permanecendo abaixo deste valor até os dias atuais (GLYNN HENRY E HEIKE, 1996).

Nos ecossistemas aquáticos, o zooplâncton representa um condicionante vital para as cadeias alimentares, uma vez que funciona como um transportador de massa e energia de um nível trófico a outro. Esses organismos são considerados ótimos indicadores da qualidade de água, pois respondem imediatamente aos impactos que causam alterações em seu ecossistema. A eutrofização é um fator limitante para o desenvolvimento do zooplâncton, através das alterações causadas na natureza química da água o fitoplâncton também sofre mudanças, acarretando em problemas quanto à quantidade e à qualidade dos alimentos disponíveis ao zooplâncton. Essas mudanças geram divergências em toda rede trófica do reservatório, acarretando na perda da qualidade da água devido ao surgimento das florações de cianobactérias.

2. 1.1 Problemas da eutrofização

De acordo com alguns autores os principais efeitos indesejáveis da eutrofização são os problemas estéticos e recreacionais, as condições anaeróbias no fundo do corpo de água, as eventuais condições anaeróbias no corpo de água, as eventuais mortandades de peixes, dificuldades e elevação nos custos de tratamento da água, os problemas com o abastecimento de águas industriais, a toxicidade das algas, as diminuições na navegação e capacidade de transporte e desaparecimento gradual do lago como um todo (ARCEIVALA, 1981; THOMANN & MUELLER, 1987; VON SPERLING, 1994).

Os problemas estéticos e recreacionais. Diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução geral na atração turística devido a: freqüentes

florações das águas, crescimento excessivo da vegetação, distúrbios com mosquitos e outros insetos, eventuais maus odores e eventuais mortandades de peixes.

As condições anaeróbias no fundo do corpo de água. O aumento da produtividade do corpo de água causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido no meio líquido. No fundo do corpo de água predominam condições anaeróbias, devido à sedimentação da matéria orgânica, e à reduzida penetração do oxigênio a estas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese. O fosfato encontra-se também na forma solúvel, representando uma fonte interna de fósforo para as algas.

As eventuais condições anaeróbias no corpo de água como um todo. Dependendo do grau de crescimento bacteriano, podem ocorrer, em períodos de mistura total da massa líquida (inversão térmica) ou de ausência de fotossíntese (período noturno), mortandade de peixes e reintrodução dos compostos reduzidos em toda a massa líquida, com grande deterioração da qualidade da água.

As eventuais mortandades de peixes, isto pode ocorrer em função de: Anaerobiose e Toxicidade por amônia.

A maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água. A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no lago ou represa, devido à necessidade de: Remoção da própria alga, remoção de cor, remoção de sabor e odor, maior consumo de produtos químicos e lavagens mais freqüentes dos filtros.

Os problemas com o abastecimento de águas industriais. Elevação dos custos para o abastecimento de água industrial devido a razões similares às anteriores, e também aos depósitos de algas nas águas de resfriamento.

A toxicidade das algas. Rejeição da água para abastecimento humano e animal em razão da presença de secreções tóxicas de certas algas.

A redução na navegação e capacidade de transporte. O crescimento excessivo de macrófitas enraizadas interfere com a navegação, aeração e capacidade de transporte do corpo de água.

O desaparecimento gradual do lago como um todo. Em decorrência da eutrofização e do assoreamento, aumenta a acumulação de matérias e de vegetação, e o lago se torna cada vez mais raso, até vir a desaparecer. Esta tendência de desaparecimento de lagos (conversão a brejos ou áreas pantanosas) é

irreversível, porém usualmente extremamente lenta. Com a interferência do homem, o processo pode se acelerar abruptamente. Caso não haja um controle na fonte e/ou dragagem do material sedimentado, o corpo de água pode desaparecer relativamente rapidamente.

2.2 Escoamento superficial

Os principais meios, pelo quais os poluentes atingem um curso de água de maneira difusa, é o escoamento superficial. O escoamento, ou deflúvio superficial e as perdas de solo mostraram estar bastante relacionado com a quantidade de precipitação, ou seja, com a intensidade da chuva (BERTOL ET AL, 2003). Na ausência de outros parâmetros que levam em conta a energia cinética das gotas da chuva, a simples medição da precipitação pode ser utilizada para a estimativa aproximada do potencial de perdas de solo, desde que restrito às condições físicas do local de medição (LIMA, 1988).

Segundo (MERTEN, 2002) os problemas de poluição causados pelo deflúvio superficial estão associados, principalmente, ao transporte de fósforo solúvel para os corpos de água uma vez que a fração solúvel predomina sobre a particulada nos solos submetidos à semeadura direta. Com isso, o risco de poluição é maior, já que a forma solúvel é prontamente utilizada pelas algas, e outros produtores, superando a capacidade de oxigenação e desencadeando o processo de eutrofização.

Os solos ocorrentes na Depressão Central do Rio Grande do Sul são do grupo dos Argissolos e dos Planossolos. Nestes últimos cultiva-se arroz e nos primeiros agricultura de terras altas (Streck et al. 2002). As represas para reservatórios da água de irrigação são construídas nos limites entre ambos, portanto, nas bacias de contribuição ocorrem, genericamente, Argissolo. Eles se caracterizam por apresentarem β textural e drenagem dificultada nos horizontes subsuperficiais, portanto, os fluxos internos de água são laterais, como comprovados pela extensa rede de drenagem com ocorrência de córregos permanentes ou intermitentes. Assim, a recarga dos reservatórios ocorre, também, por águas de drenagem.

Estes solos, em condições naturais, se caracterizam por possuir fertilidade natural baixa, pois são ácidos e com muito baixos teores de fósforo. Por isso as

águas acumuladas, nestas condições, têm baixos teores de fósforo e baixo risco de eutrofização (ABRAHAMS, 2002).

Como as áreas de agricultura vêm aumentando e tem sido incluídas áreas com solos pouco aptos para este fim, a transferência de nutrientes para corpos de água é, praticamente, proporcional ao emprego de fertilizantes (GONÇALVES, 2003; BERTOL ET AL. 2003).

Quanto ao fósforo, que é o elemento usado em maior quantidade nas formulações de fertilizantes, devido a sua baixa disponibilidade no solo, acreditava-se não apresentar problemas de contaminação de águas por causa da sua alta reatividade em solos ácidos (MARGEL E KIRBY, 1979). Por isso, quando seus teores aumentavam nos reservatórios se os atribuíam aos processos erosivos, mas Sharpley (1995) destacava que poderia também haver perdas na água do deflúvio por causa da sua dinâmica no solo, que não o imobilizava completamente. Inclusive Yli – Halla et al (1995) estudando a dinâmica do fósforo do solo e da solução, afirmavam que há perdas de P nas águas de escoamento superficial devido a sua desorção nos períodos chuvosos. Bertol et al (2003) observaram que as saídas de fósforo das lavouras pela erosão não ocorria apenas nos sedimentos, mas também dissolvido na água. Já Davis et al (2005) associam a ocorrência de P em águas de deflúvio com as propriedades dos solos de Ultisolos, similares aos Argissolo. Isto indica que quanto mais altos forem os teores no solo maior a probabilidade de impactar as águas com o aumento de sua concentração. Tal forma de impacto, além de contribuir para o estabelecimento da eutrofização, concorre também para abrigar organismos prejudiciais à saúde humana e de animais, como o caso de cianobactérias, cujo aparecimento está se tornando comum em águas no Rio Grande do Sul (YUNES, 1979).

2.3 Cianobactérias

Cianobactérias, as antigas algas verde-azuladas, constituem um grupo de microorganismo em acelerado processo de invasão, de águas eutrofizadas, ou em processo de eutrofização.

Cianobactérias ou cianofíceas (algas azuis) são microorganismos encontrados em praticamente, todos os ambientes terrestres, foram os precursores da vida na Terra. Elas existem a cerca de 2,5 bilhões de anos. São considerados

organismos muito particulares, pois ao mesmo tempo em que são plantas também possuem características de bactérias. Há mais de 2 mil espécies, porém muitas ainda não estão identificadas. Vivem em diversos ambientes da natureza, e geralmente são encontradas em ambientes aquáticos.

A sua presença não é motivo de alarme, pois a maioria das espécies é inócua, embora contribua consideravelmente nos processos de eutrofização, mas esta só ocorre quando há elevados níveis de nutrientes especialmente com fósforo e nitrogênio. Isto ocorre freqüentemente em pequenos reservatórios de água que recebe esgoto doméstico, fonte considerável destes micronutrientes.

Cianotoxinas são as toxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias e apresentam efeitos adversos à saúde do homem por ingestão oral ou efeitos alérgicos por contato. Elas podem afetar o fígado, os rins, o baço, coração e outros órgãos, o sistema nervoso, promover o aparecimento de tumores, etc. Em certas regiões a situação piora, particularmente, durante as estações mais quentes do ano.

Segundo a Portaria 518/2004, o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no Ponto de captação, deve obedecer a uma freqüência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL (ou 1 mm³/L de biovolume), e semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor.

As cianobactérias representam um risco à saúde humana, quando em reservatórios de abastecimento acontece o fenômeno chamado floração ou "bloom", causado pela multiplicação excessiva. Esse fenômeno ocorre pelo enriquecimento da água com fósforo e nitrogênio, produzidos pela eutrofização. As florações de cianobactérias formam geralmente uma imensa massa na superfície da água causando desequilíbrio ecológico e problemas à saúde. Assim, pode ocorrer mortandade de peixes e de outros animais e como algumas espécies de cianobactérias produzem as Cianotoxinas, estas florações podem representar sérios riscos à saúde humana. As toxinas liberadas podem lesar o fígado (hepatotoxinas), o sistema nervoso (neurotoxinas), ou apenas provocar irritações na pele. A única forma de saber se uma espécie de cianobactérias está produzindo toxinas é através de análises laboratoriais.

O despejo de poluentes, de esgotos domésticos e industriais, adubação de lavouras, a piscicultura e criação de animais próximos aos reservatórios de água, causam a eutrofização, estimulando a multiplicação excessiva de cianobactérias.

2.3.1 Fatores determinantes do surgimento das florações

As cianobactérias possuem certas propriedades especiais que determinam sua importância relativa nas comunidades de fitoplâncton. No entanto o comportamento da taxa de cianobactérias na natureza não é homogêneo, pois suas propriedades ecofisiológicas diferem (CHORUS e BARTRAM, 1999).

2.3.1.1 Fósforo e Nitrogênio

As cianobactérias necessitam de altas concentrações de Fósforo e Nitrogênio para que floresça, isso foi concluído a partir da constatação de que as mesmas surgem geralmente em lagos eutrofizados. Essa hipótese ainda é mantida mesmo conhecendo que florações de cianobactérias também surgem em condições de baixa concentração de Fosfato dissolvido. A afinidade desses organismos com o Nitrogênio e o Fosfato é muito mais alta que sua afinidade com outros organismos fotossintéticos. Isso significa que elas são capazes de competir com outros organismos fitoplanctônicos sob condições limitadas de Nitrogênio ou Fósforo (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Além de sua alta afinidade aos nutrientes, as cianobactérias possuem uma considerável armazenagem para o Fósforo. Elas podem armazenar Fósforo suficiente para garantir duas a quatro vezes a divisão celular. Uma alta densidade de fitoplâncton leva a alta Turbidez e baixa disponibilidade de luz, e as cianobactérias são os únicos organismos do fitoplâncton que se desenvolvem sob essas condições. A baixa razão entre as concentrações de Nitrogênio e Fósforo pode favorecer o desenvolvimento das florações de cianobactérias. Comparando a razão ótima para algas eucariontes (16-23 moléculas de N: 1 molécula de P) com a razão ótima para a formação de florações de cianobactérias (10-16 moléculas de N : 1 molécula de P), mostra que a razão é menor para esses organismos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

A temperatura mínima para o surgimento das florações de cianobactérias é de 20°C, porém o surgimento desses organismos depende mais da radiação solar do que da temperatura do ambiente, uma vez que existem espécies que mesmo em épocas de frio, porém com alta incidência luminosa, são capazes de se desenvolver (YUNES, 2002).

Difícilmente uma espécie de cianobactérias pode se desenvolver em ambientes com pH inferior a 7,6. Para a formação da floração é necessário pH acima de oito. Existem espécies de cianofíceas que toleram pH ácido e são capazes de estabelecer-se e realizarem a fotossíntese. Em águas correntes e barrentas as florações desses organismos não se desenvolvem devido ao pH baixo (YUNES, 2002).

Em ambientes de águas muito túrbidas o desenvolvimento das florações de cianobactérias é dificultando, uma vez que diminui a ocorrência do processo de fotossíntese. A única espécie capaz de se desenvolver em ambientes com alta turbidez é a *Cylindrospermopsis*, pois essa apresenta o acineto em sua ponta, fazendo com que o mesmo busque a luz acima (YUNES, 2002).

2.4 Significado ambiental dos atributos da água

Como já foi destacada, a qualidade da água está correlacionada com os seus atributos, que por sua vez, são determinados pelas características dos locais onde ela se acumula e as condições climáticas da região. Por isso, há variações temporais, principalmente nos atributos físicos, esperam-se variações nos atributos químicos, que afetam a presença dos organismos. Assim, os reservatórios, são sistemas abertos com forte influência do meio externo. Por isso, nem sempre o significado de cada uma dessas variáveis coincide exatamente com a expectativa. As informações transcritas foram retiradas de CETESB (1999).

2.4.1 Temperatura

Variações na temperatura é parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físico-químicas. Em geral, à medida que a temperatura aumenta de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor

umentam. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo.

2.4.2 Turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (esta redução dá-se por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas e que exigem manobras operacionais, como alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de águas. A erosão pode decorrer do mau uso do solo em que se impede a fixação da vegetação. Este exemplo mostra também o caráter sistêmico da poluição, ocorrendo inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar ou solo) para outro.

Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas. Um exemplo típico deste fato ocorre em consequência das atividades de mineração, onde os aumentos excessivos de turbidez têm provocado formação de grandes bancos de lodo em rios e alterações no ecossistema aquático. Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar as comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água.

2.4.3 Cloreto

O cloreto é o ânion Cl^0 que se apresenta nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de solos e rochas. Nas águas superficiais são fontes importantes as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele

através da urina cerca 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam a 15 mg.L⁻¹. Diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto elevadas como os da indústria do petróleo, algumas indústrias farmacêuticas, curtumes, etc. Nas regiões costeiras, através da chamada intrusão da cunha salina, são encontrados águas com níveis altos de cloreto. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água. Para as águas de abastecimento público, a concentração de cloreto constitui-se em padrão de potabilidade, segundo a Portaria 1469 do Ministério da Saúde. O cloreto provoca sabor “salgado” na água, sendo o cloreto de sódio o mais restritivo por provocar sabor em concentrações da ordem de 250 mg. L⁻¹, valor este que é tomado como padrão de potabilidade. No caso do cloreto de cálcio, o sabor só é perceptível em concentrações de cloreto superior a 1000 mg. L⁻¹. Embora haja populações árabes adaptadas no uso de águas contendo 2.000 mg.L⁻¹ de cloreto são conhecidos também seus efeitos laxativos. Da mesma forma que o sulfato, sabe-se que o cloreto também interfere no tratamento anaeróbio de efluentes industriais, constituindo-se igualmente em interessante campo de investigação científica. Ele provoca corrosão em estruturas hidráulicas, como por exemplo, em emissários submarinos para a disposição oceânica de esgotos sanitários, que por isso têm sido construídos com polietileno de alta densidade (PEAD). Interferem na determinação da DQO e embora esta interferência seja atenuada pela adição de sulfato de mercúrio, as análises de DQO da água do mar não apresentam resultados confiáveis. Interfere também na determinação de nitratos. Também eram utilizados como indicadores da contaminação por esgotos sanitários, podendo-se associar a elevação do nível de cloreto em um rio com o lançamento de esgotos sanitários. Hoje, porém, o teste de coliformes fecais é mais preciso para esta função. O cloreto apresenta também influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocarem alterações na pressão osmótica em células de microrganismos.

2.4.4 Condutividade

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e

indica a quantidade de sais existentes na coluna de água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. A condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta. Altos valores podem indicar características corrosivas da água.

2.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$).

A $\text{DBO}_{5,20}$ de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A $\text{DBO}_{5,20}$ é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo. Os maiores aumentos em termos de $\text{DBO}_{5,20}$, num corpo de água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Um elevado valor da $\text{DBO}_{5,20}$ pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água. No campo do tratamento de esgotos, a $\text{DBO}_{5,20}$ é um parâmetro importante no controle da eficiência das estações, tanto de tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios, bem como físico-químicos.

2.4.6 Fluoretos

O flúor é o mais eletronegativo de todos os elementos químicos, tão reativos que nunca é encontrado em sua forma elementar na natureza, sendo normalmente encontrado na sua forma combinada como fluoreto. O flúor é o 17º elemento em abundância na crosta terrestre representando de 0,06 a 0,9% e ocorrendo principalmente na forma de fluorita (CaF_2), fluoroapatita [$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$] e criolita (Na_3AlF_6). Porém, para que haja disponibilidade de fluoreto livre, ou seja, disponível

biologicamente, são necessárias condições ideais de solo, presença de outros minerais ou outros componentes químicos e água. Traços de fluoreto são normalmente encontrados em águas naturais e concentrações elevadas geralmente estão associadas com fontes subterrâneas. Em locais onde existem minerais ricos em flúor, tais como próximos a montanhas altas ou áreas com depósitos geológicos de origem marinha, concentrações de até 10 mg.L^{-1} ou mais são encontradas. Alguns efluentes industriais descarregam fluoreto nas águas naturais, tais como as indústrias de vidro e de fios condutores de eletricidade.

No ar, a presença de fluoreto deve-se principalmente a emissões industriais e sua concentração varia com o tipo de atividade. Estima-se um valor de exposição abaixo de 1 mg.L^{-1} , pouco significativo em relação à quantidade ingerida através da água e de alimentos. Todos os alimentos possuem ao menos traços de fluoreto. Os vegetais possuem concentrações maiores principalmente devido à absorção a partir da água e do solo. Alguns alimentos tais como peixes, certos vegetais e chá, possuem altas concentrações de fluoreto. O uso da água fluoretada na preparação de alimentos pode dobrar a quantidade de fluoreto presente.

2.4.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, de acordo com a legislação federal (Resolução nº. 20 do CONAMA, de junho de 1986), Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9.

Nos sistemas biológicos formados nos tratamentos de esgotos, o pH é também uma condição que influi decisivamente no processo. Normalmente, a condição de pH que corresponde à formação de um ecossistema mais diversificado e a um tratamento mais estável é a de neutralidade, tanto em meios aeróbios como

nos anaeróbios. Nos reatores anaeróbios, a acidificação do meio é acusada pelo decréscimo do pH do lodo, indicando situação de desequilíbrio. A produção de ácidos orgânicos voláteis pelas bactérias acidificadoras e a não utilização destes últimos pelas metano bactérias, é uma situação de desequilíbrio que pode ser atribuído a diversas causas. O decréscimo no valor do pH que a princípio funciona como indicador do desequilíbrio, passa a ser causa se não for corrigido a tempo. É possível que alguns efluentes industriais possam ser tratados biologicamente em seus valores naturais de pH, por exemplo, em torno de 5,0. Nesta condição, o meio talvez não permita uma grande diversificação hidrobiológica, mas pode acontecer que os grupos mais resistentes, algumas bactérias e fungos, principalmente, tornem possível a manutenção de um tratamento eficiente e estável. Mas, em geral, procede-se à neutralização prévia do pH dos efluentes industriais antes de serem submetidos ao tratamento biológico. Nas estações de tratamento de águas, são várias as unidades cujo controle envolve as determinações de pH. A coagulação e a floculação que a água sofre inicialmente é um processo unitário dependente do pH; existe uma condição denominada “pH ótimo” de floculação que corresponde à situação em que as partículas coloidais apresentam menor quantidade de carga eletrostática superficial. A desinfecção pelo cloro é um outro processo dependente do pH. Em meio ácido, a dissociação do ácido hipocloroso formando hipoclorito é menor, sendo o processo mais eficiente, conforme será visto. A própria distribuição da água final é afetada pelo pH. Sabe-se que as águas ácidas são corrosivas, ao passo que as alcalinas são incrustantes. Por isso, o pH da água final deve ser controlado, para que os carbonatos presentes sejam equilibrados e não ocorra nenhum dos dois efeitos indesejados mencionados. O valor do pH é padrão de potabilidade, devendo as águas para abastecimento público apresentar valores entre 6,5 e 8,5, de acordo com a Portaria 1469 do Ministério da Saúde.

2.4.8 Potássio

Potássio é encontrado em concentrações baixas nas águas naturais, já que rochas que contenham potássio são relativamente resistentes a intemperização. Entretanto, sais de potássio são largamente usados na indústria e em fertilizantes para agricultura, entrando nas águas doces através das descargas industriais e lixiviação das terras agrícolas. Potássio é usualmente encontrado na forma iônica e

os sais são altamente solúveis. Ele é pronto para ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. As concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg.L^{-1} . Valores maiores são ocorrências em função de sua utilização agrícola em quantidades superiores, que o solo consegue reter e de que a planta absorve.

2.4.9 Série de Nitrogênio (amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio orgânico).

As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água, etc. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas e as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem para as presenças de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Também nas áreas urbanas, a drenagem das águas pluviais, associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constitui fonte difusa de difícil caracterização.

Como visto, o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com relação entre as formas de nitrogênio. Ou seja, se for coletada uma amostra de água superficial e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa, que o foco de poluição se encontra próximo; se prevalecer nitrito e nitrato denotam que as descargas de esgotos se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico

na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos são caracterizados como macronutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais, conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, contribuindo decisivamente para o processo de eutrofização.

Quando as descargas de nutrientes são muito fortes, dá-se o florescimento muito intenso de gêneros que predominam em cada situação em particular. Estas grandes concentrações de algas podem trazer prejuízos aos múltiplos usos dessas águas, prejudicando seriamente o abastecimento público ou causando poluição por morte e decomposição. O controle da eutrofização, através da redução do aporte de nitrogênio é comprometido pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de serem controladas como a fixação do nitrogênio atmosférico, por parte de alguns gêneros de algas. Por isso, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo.

Deve ser lembrado também que os processos de tratamento de esgotos empregados atualmente no Brasil, não são otimizados para a remoção de nutrientes e os efluentes finais tratados liberam grandes quantidades destes que também podem dar margem à ocorrência do processo de eutrofização.

Nos reatores biológicos das estações de tratamento de esgotos, o carbono, o nitrogênio e o fósforo, têm que se apresentar em proporções adequadas para possibilitar o crescimento celular sem limitações nutricionais. Com base na composição das células dos microrganismos que formam parte dos tratamentos, costuma-se exigir uma relação $DBO_{5, 20} : N : P$ mínima de 100:5: 1 em processos aeróbios e uma relação $DQO : N : P$ de pelo menos 350:7:1 em reatores anaeróbios. Deve ser notado que estas exigências nutricionais podem variar de um sistema para outro, principalmente em função do tipo de substrato. Os esgotos sanitários são bastante diversificados em compostos orgânicos; já alguns efluentes industriais possuem composição bem mais restrita, com efeito, sobre o ecossistema a ser formado nos reatores biológicos para o tratamento e sobre a relação C/N/P. No tratamento de esgotos sanitários, estes nutrientes encontram-se em excesso, não

havendo necessidade de adicioná-los artificialmente, ao contrário, o problema está em removê-los.

Alguns efluentes industriais, como é o caso dos produtores de celulose, que são compostos basicamente de carboidratos, não possuindo praticamente nitrogênio e fósforo, estes devem ser adicionados de forma a perfazer as relações recomendadas, utilizando-se para isto uréia granulada, rica em nitrogênio e fosfato de amônia que possui nitrogênio e fósforo, dentre outros produtos comerciais.

Pela legislação federal em vigor, a resolução, Nº. 20 do CONAMA/86, o nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. A amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg.L^{-1} . Além disso, como visto anteriormente, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO de segundo estágio. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro de classificação das águas naturais e normalmente utilizados na constituição de índices de qualidade das águas. Os nitratos são tóxicos, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças (o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul). Por isso, o nitrato é padrão de potabilidade, sendo 10 mg.L^{-1} o valor máximo permitido pela Portaria 1469.

2.4.10 Fósforo Total

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos são substâncias carbonadas que contêm fósforo na sua composição. Os ortofosfatos são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas e os polifosfatos, ou fosfatos condensados, polímeros de

ortofosfatos. Esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque sofre hidrólise, convertendo-se rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais. Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Nesta qualidade, torna-se parâmetro imprescindível em programas de caracterização de efluentes industriais que se pretende tratar por processo biológico.

Em processos aeróbios, exige-se uma relação $DBO_{5, 20} : N : P$ mínima de 100:5: 1, enquanto que em processos anaeróbios tem-se exigido a relação DQO:N:P mínima de 350:7:1. Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo total na faixa de 6 a 10 mgP/L, não exercendo efeito limitante sobre o tratamento biológico. Alguns efluentes industriais, porém, não possuem fósforo em suas composições, ou apresentam concentrações muito baixas. Neste caso, deve-se adicionar artificialmente composto contendo fósforo como o monoamônio-fosfato (MAP) que, por ser usado em larga escala como fertilizante, apresenta custo relativamente baixo. Ainda por ser nutriente para processos biológicos, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais conduz a processos de eutrofização das águas naturais.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Estratégia de amostragem

Esta pesquisa ocorreu de janeiro de 2004 a fevereiro de 2005, tendo-se realizado amostragens temporais.

Foram escolhidos sete reservatórios de água, cinco destinados à irrigação de arroz, sendo que um destes também se destina à piscicultura, e dois para dessedentação de animais. Foram identificados de 1 a 7, com a seguinte denominação ; P₁ - barragem situada na Vila Block (S- 29° 58' 43,37 W- 53° 41' 54,00"), em cuja bacia de contribuição situa-se o vilarejo e mais de 70% da área com lavoura de cultivo de verão, (Figura 1 e Anexo 1); P₂ - reservatório bebedouro de área de pastagem cultivada no inverno e soja no verão; conduzida sob plantio direto (S- 29° 53' 17,42" W- 53° 43' 55,13"), (Figura 2 e Anexo 2); P₃ - açude abandonado, sem manutenção com baixa capacidade de acúmulo de água, mas a bacia de contribuição tem área de cultivo de verão localizada próximo a antiga estação Cesar Pino (S- 29° 40' 11,68" W- 54° 01' 19,36"); (Figura 3 e Anexo 3) P₄ - reservatório de bebedouro, cuja bacia de contribuição possui aproximadamente 50% de campo nativo, localizado também próximo a antiga parada Link(S- 29° 39' 58,23" W- 54° 03' 58,74"); (Figura 4 e Anexo 4) P₅ - barragem destinada a irrigação com bacia de contribuição utilizada para cultivos de verão, localizado no distrito de Canabarro (S- 29° 40' 04,01" W- 54° 05' 49,13"); (Figura 5 e Anexo 5) P₆ - barragem de grande porte, destinada a irrigação, localizada no distrito de Palma (S- 29° 43' 36,85" W- 53° 35' 53,07"), com bacia de contribuição que se inicia o da Serra Geral, com maior área de pastagens naturais; (Figura 6 e Anexo 6) P₇ - no município de Restinga Seca, próximo ao entroncamento do Santuário (S- 29° 42' 44,87" W- 53° 29' 58,92"),cuja bacia tem pequena ocupação para lavouras de verão, mas nas suas margens localizam-se lavouras de soja sob plantio direto, (Figura 7 e Anexo 7). Todos próximos à cidade de Santa Maria cuja localização está resumida na Tabela 1.

As coletas das amostras de água foram feitas mensalmente, durante doze meses, tendo início no mês janeiro (20/01/04). E finalizando no mês de fevereiro (21/02/2005). As amostras foram coletadas junto à margem dos açudes.

Os métodos de coleta e análise das águas seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* APHA-AWWA-WPCF.

Todas as coletas tinham início entre as 8h30m e 9h. O açude P₁ foi o primeiro a ser coletado, seguindo-se, respectivamente, os açudes P₂, P₃, P₄, P₅, P₆, P₇, com intervalos de 20-30 minutos entre cada um deles.

As medições de temperatura e pH foram efetuadas no local de coleta

Posteriormente, recolhia-se uma amostra de água, para as diferentes análises químicas e biológicas, estas amostras recolhidas foram acondicionadas e transportadas em frascos de plástico fechados conforme orientação da *CETESB*.

Tabela 1- Localização dos reservatórios amostrados.

Açudes	local	Uso dos reservatórios	Localização
P ₁	Vila Block	Irrigação	S- 29° 58' 43,37" W- 53° 41' 54,00"
P ₂	Corticeira	Dessedentação de animais	S- 29° 53' 17,42" W- 53° 43' 55,13"
P ₃	Parada Linck 1	Abandonado	S- 29° 40' 11,68" W- 54° 01' 19,36"
P ₄	Parada Linck 2	Dessedentação de animais	S- 29° 39' 58,23" W- 54° 03' 58,74"
P ₅	Guedes	Irrigação e piscicultura	S- 29° 40' 04,01" W- 54° 05' 49,13"
P ₆	Possobon	Irrigação	S- 29° 43' 36,85" W- 53° 35' 53,07"
P ₇	Vale Vêneto	Irrigação	S- 29° 42' 44,87" W- 53° 29' 58,92"

3.2 Procedimentos de análise

3.2.1 Procedimento para Coleta e Preservação das Amostras

A coleta e preservação das amostras procederam conforme as recomendações de APHA (1995). Para as análises físico-químicas, as amostras foram coletadas em garrafas plásticas previamente limpas, com capacidade de 2L. Para as análises microbiológicas, a água foi coletada em frascos de vidro, de boca larga, com 1L de capacidade, cor âmbar, estéreis por calor da estufa a 170°C por 2 horas e com o gargalo protegido com papel laminado. Os frascos eram abertos no momento da coleta, sendo preenchidos até aproximadamente dois terços do volume total, para facilitar a homogeneização da amostra. Imediatamente após a coleta, as amostras eram preservadas em caixas de isopor com gelo, a uma temperatura inferior a 10°C.

3.2.2 Parâmetros Físico-químicos analisados e descrição dos procedimentos

No local da coleta foi medida a temperatura e o pH, para medir a temperatura utilizou-se um termômetro de filamento de mercúrio, Incotherm com escala de 0 – 60°C, para medir o pH foi utilizado medidor de pH portátil (tipo de bolso) phtek Modelo pH100. Faixa de medição 0,0 a 14,0 pH, resolução 0.1 pH, precisão ± 0.1 pH, compensação automática de temperatura, vida útil da bateria 300h / 4 x 1.4V, temperatura operação 0° a 50°C.

Em laboratório, os parâmetros físico-químicos analisados foram: Cloreto, fluoreto, nitrato, nitrito, fósforo, potássio, sulfatos, turbidez, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), que seguiram as recomendações de APHA (1995).

Temperatura

A temperatura é um parâmetro importante a ser analisado, pois está diretamente relacionado com o metabolismo dos microrganismos. Quanto maior for a temperatura maior será a taxa metabólica, acelerando o processo de biodegradação

da matéria orgânica, a assimilação de nutrientes e o consumo do oxigênio dissolvido do corpo aquático (APHA, 1995)

Utilizou-se um Termômetro de filamento de mercúrio, da marca *Incotherm* com escala de 0 – 60°C., Após a coleta, mergulhou-se o termômetro na amostra após aguardar estabilização da temperatura; as leituras foram feitas com o bulbo do termômetro imerso na amostra.

Potencial Hidrogeniônico (pH)

Um dos principais testes usados em águas tratadas e brutas é a avaliação do potencial hidrogeniônico (pH). A condição ácida ou básica da água refere-se à concentração de íons de hidrogênio (H^+) em uma solução. Condições muito ácidas ou muito básicas da água afetam o desenvolvimento dos organismos nela contidos.

Para medir o pH no laboratório foi utilizado um pHmetro com medidor *Digimed DM21* após calibrar o aparelho colocou-se a amostra em um Becker e sob agitação foi feita leitura do pH.

Condutividade Elétrica

Condutividade é a medida da habilidade de uma solução aquosa, para transportar uma corrente elétrica. Esta medida indica a pela presença de sais, pois quanto maior a concentração total, e a valência desses íons, maior será a condutividade elétrica. Para fazer a leitura da condutividade foi utilizado um condutímetro *Digimed DM31*, após calibrar o aparelho de acordo com a temperatura ambiente do laboratório;

Colocou-se a amostra em um Becker e após a imersão do eletrodo na amostra foi feita a leitura da condutividade.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é um parâmetro utilizado para avaliar a quantidade de oxigênio requerida por microrganismos aeróbios para a degradação bioquímica do material orgânico de águas residuárias brutas, efluentes, de águas poluídas em geral (em 5 dias).

A DBO₅ tem sido um dos parâmetros aplicados na legislação ambiental para regulamentar o lançamento de efluentes em corpos de água. (OLIVEIRA et al., 2000).

A DBO₅ é um teste em que é determinado o requerimento relativo de oxigênio, normalmente em águas de efluentes e águas poluídas (APHA, 1989), sendo definida como a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar (oxidar) a matéria orgânica, através da respiração aeróbica de microorganismos (bactérias, protozoários), num período de 5 dias e a 20°C. Ou seja, nada mais é do que uma medida das necessidades respiratórias de uma população microbiológica.

Para a análise da DBO ser viável e representativa, os seguintes fatores devem ser observados (MACEDO, 2001): microorganismos: deve existir na amostra um grupo de microorganismos (chamado de semente), que seja capaz de oxidar a matéria orgânica; temperatura: em qualquer reação bioquímica, a temperatura altera a velocidade das reações metabólicas de oxidação microbiológicas; pH: a faixa ideal para as reações de oxidação é de 6,5 a 8,5; tempo de incubação: para a oxidação completa da matéria orgânica são necessários cerca de 20 dias, mas convencionou-se que o período de incubação na análise seja de 5 dias, quando 68% da matéria orgânica é oxidada; tóxicos: a presença significativamente na amostra de mercúrio, cádmio, chumbo, cianetos ou outros elementos tóxicos influenciam no sistema enzimático dos decompositores, interferindo na análise da DBO. Nesses casos, a diluição da amostra pode amenizar este problema. Entretanto, se o efluente estiver, mesmo que teoricamente, muito contaminado com estes elementos, a análise da DBO pode ser substituída pela análise da Demanda Química de Oxigênio (DQO) para a determinação da concentração dos compostos oxidáveis da amostra.

Procedimentos de análises da DBO da amostra com diluição

1) Preparo da água de diluição (MACEDO, 2001).

Utilizando um compressor de ar ou um aerador de aquário, saturar com oxigênio por cerca de 12 a 20 horas um volume de água deionizada suficiente para diluir as amostras a serem analisadas. Preparar um volume total de água de diluição em excesso do necessário, programando-se, assim, cerca de 300 ml de água de diluição para cada alíquota a ser diluída, se o frasco de DBO tiver capacidade para esse volume.

A água de diluição não deve ser estocada. Além disso, essa deverá ser utilizada somente depois de 30 minutos de descanso, após ter sido supersaturada com oxigênio, visando a estabilização.

Para o preparo da água de diluição, em cada litro de água deionizada supersaturada em oxigênio adicionar 1 ml de cada uma das soluções abaixo especificadas. Estas soluções poderão ser armazenadas em frascos escuros e guardadas no refrigerador por tempo indefinido:

a) solução tampão de fosfato (pH em torno de 7,2): Dissolver 0,425g de fosfato monobásico de potássio ou dihidrogeno fosfato de potássio (KH_2PO_4) em uma pequena alíquota de cerca de 25 ml de água destilada. Juntar mais 1,670g de hidrogeno fosfato de sódio heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e mais 1,0875g de fosfato dibásico de potássio ou hidrogeno fosfato de potássio (K_2HPO_4). Juntar mais 0,085g de cloreto de amônio (NH_4Cl). Aferir tudo a 50 ml com água destilada. Guardar em frasco escuro e no refrigerador.

b) Solução de sulfato de magnésio: Dissolver 1,128g de sulfato de magnésio pentahidratado ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) em 25 ml de água destilada e completar o volume até 50 ml. Guardar em frasco escuro e no refrigerador.

c) Solução de cloreto de cálcio: Dissolver 1,375g de cloreto de cálcio anidro (CaCl_2) em 25 mL de água destilada e aferir a 50 ml. Guardar em frasco escuro e no refrigerador.

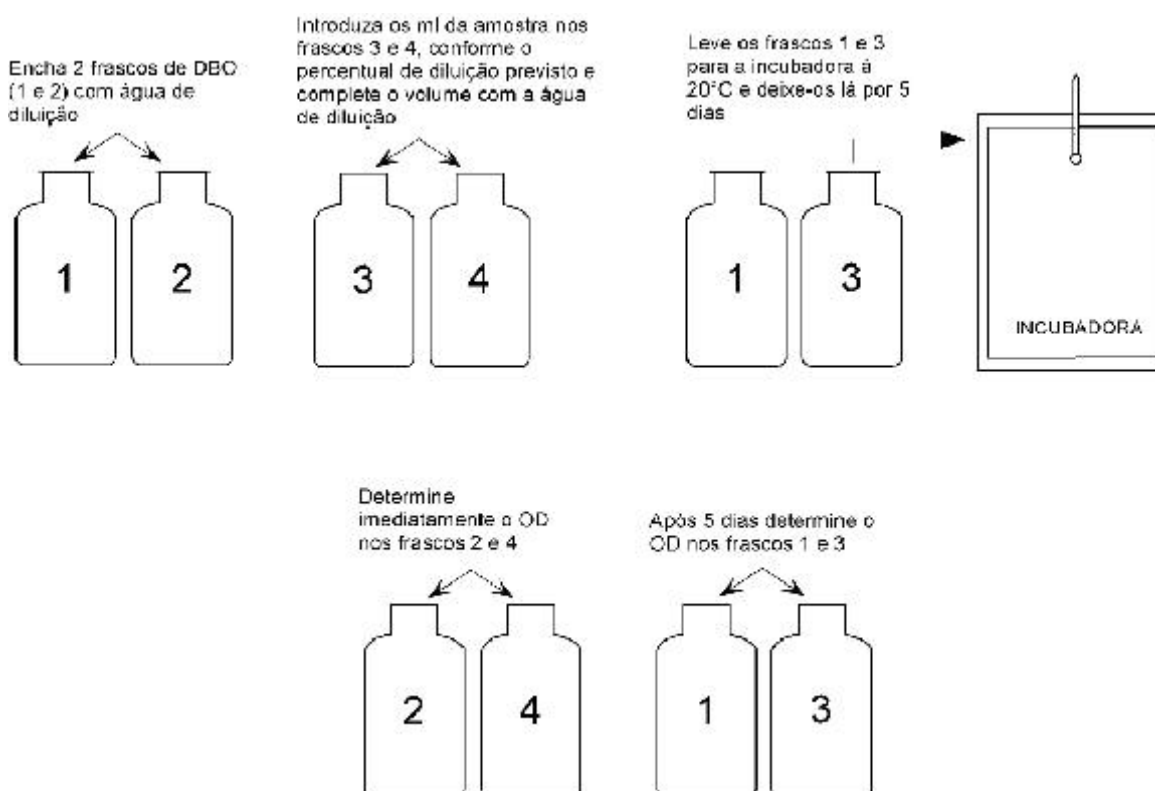
d) Solução de cloreto férrico: Dissolver 0,0125g de cloreto férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) em 25 ml de água destilada e completar o volume até 50 ml. Guardar em frasco escuro e no refrigerador.

2) Determinação da DBO da água de diluição: Encher com água de diluição dois frascos de DBO (frascos 1 e 2 da figura 3); tampar um dos frascos evitando bolhas de ar no interior do mesmo. Este frasco, devidamente etiquetado, deverá ser incubado por 5 dias a 20° C; no outro frasco, após a diluição, dosar imediatamente o oxigênio dissolvido, (duas titulações), obtendo a concentração considerada $\text{OD}_{1_{\text{br}}}$; Após 5 dias, dosar o oxigênio dissolvido da amostra contida no frasco que foi Incubado, obtendo o valor de $\text{OD}_{2_{\text{br}}}$.

Cálculo:

$\text{DBO da água de diluição ou } \text{DBO}_{\text{br}} \text{ (em mg/L)} = \text{OD}_{1_{\text{br}}} - \text{OD}_{2_{\text{br}}}$

Obs.: A determinação da DBO da água de diluição é feita para verificar a qualidade dessa água em termos de matéria orgânica biodegradável. Não deverá haver entre os frascos de números 2 e 1, após 5 dias, uma depleção de oxigênio superior a 0,2 mg de oxigênio. Se ocorrer valores maiores que 0,2 a água de diluição não está em Boas condições.



Fluxograma de análise (amostra com diluição).

3) Determinação da DBO da amostra com diluição

Preparo da diluição das amostras: Para cada amostra serão necessários dois frascos de DBO que tenham os seus volumes especificados no frasco.

Procedimentos para a diluição: Conservar a amostra a ser diluída no escuro e refrigerada até a chegada no laboratório. O volume da amostra a ser diluída deverá ser tirado de uma alíquota da amostra. Em um balão volumétrico de um litro, adicionar o volume de amostra correspondente ao percentual de diluição previamente determinado. Completar o volume do balão com a água de diluição. Homogeneizar bem. Encher cada um dos dois frascos de DBO (representados pelos números 3 e 4 na figura 3) com a amostra diluída contida no balão, evitando a formação de bolhas durante esse enchimento.

2) caso o volume de cada frasco de DBO seja bem conhecido, a diluição da amostra poderá ser feita diretamente nos frascos. Nesse caso, fica dispensada a diluição no balão volumétrico.

Exemplo: se a diluição for de 1 % e os frascos 3 e 4 forem de 300 ml, adicionar com uma pipeta, 3 ml da amostra sobre a água de diluição que já está em cada frasco e completar o volume até a boca do frasco com a água de diluição, sem transbordar.

Seqüência analítica comum aos procedimentos 1 e 2: Levar o frasco 3 contendo uma das alíquotas da amostra diluída para a incubadora de DBO, deixando-o lá por 5 dias a 20°C; no frasco 4, adicionar os reativos fixadores de oxigênio e imediatamente dar continuidade à análise. O resultado da concentração de oxigênio será o valor considerado OD₁; No fim de 5 dias, determinar o oxigênio dissolvido no frasco 3 que estava na incubadora. Calcular a concentração considerada como OD₂.

Observações

- a) O frasco incubado deverá ser selado com adição de água destilada nas bordas da tampa esmerilhada, antes de ser colocado na incubadora;
- b) O ideal é que a concentração de oxigênio da amostra que foi incubada, após 5 dias, no mínimo seja de 1 mg/L;
- c) Resumindo as atividades para as análises da DBO em caso da diluição da amostra, pode-se concluir que será necessário fixar e analisar o oxigênio nos seguintes frascos: que contém a amostra de água do próprio ambiente, sem diluição (obtenção da concentração do oxigênio do ambiente); que contém a amostra diluída (obtenção do OD₁ para o cálculo da DBO); ainda se terá um terceiro frasco que contém a amostra diluída que será incubada para a dosagem do oxigênio 5 dias depois de incubada.

CÁLCULO

$$DBO_5 \text{ da amostra (mg/L)} = \frac{(DBO_{5_{am. dil.}}) - (DBO_{5_{br.}} \cdot \% \text{ da água de diluição usada})}{\% \text{ da amostra na diluição}}$$

Sendo:

DBO am. Dil. = OD₁ – OD₅ da amostra diluída

DBO_{br} = OD_{1br} – OD_{5br} da água de diluição

Nitrito, Nitrito, Fosfato, Fluoretos e Cloretos.

Todos os reagentes utilizados foram de grau analítico. O eluente, o regenerante e as soluções analíticas foram preparados usando água purificada em sistema Milli-Q (Millipore). As soluções analíticas estoque dos ânions foram preparadas na concentração de $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ em água purificada. As soluções analíticas empregadas para a obtenção da curva analítica foram preparadas por diluição apropriada das soluções analíticas em água purificada. Carbonato de sódio e hidrogeno carbonato de sódio (Merck) foram usados para preparação da fase móvel. Ácido sulfúrico 96% (Merck) foi usado para preparar a solução regeneradora da supressora.

As amostras foram analisadas empregando-se um sistema de Cromatografia Iônica composto por bomba Shimadzu LC-10AD, detector de condutividade CDD-6A e integrador C-R6A. A coluna analítica de troca iônica empregada foi a Ionpac AS14 (250 x 4 mm) protegida por uma coluna guarda IonPac AG14 (50 x 4 mm) ambas da Dionex. A supressora de membrana utilizada foi a ASRS-ULTRA 4 mm operando no modo de supressão química (vazão de ácido sulfúrico $20 \text{ mmol L}^{-1} = 1,5 \text{ mL min}^{-1}$, empregando uma bomba peristáltica) reduzindo a condutividade de fundo do eluato.

O eluente consiste da mistura de carbonato de sódio $3,5 \text{ mmol L}^{-1}$ e hidrogeno carbonato de sódio $1,0 \text{ mmol L}^{-1}$ em uma vazão de $1,2 \text{ mL min}^{-1}$. O volume de injeção foi de $20 \text{ }\mu\text{L}$. A integração dos picos foi feita pelo método do padrão externo. Todas as amostras foram filtradas antes da injeção usando-se um filtro de ponteira com membrana nylon de $0,45 \text{ }\mu\text{m}$.

3.2.3 Procedimentos de análise biológica de água

Uma análise biológica em ecossistemas aquáticos deve levar em consideração a abundância e a composição das espécies, além da estabilidade e o efeito das condições físicas nas comunidades aquáticas. Verifica-se que, a saúde das comunidades aquáticas é a expressão da qualidade da água.

Métodos biológicos utilizados para medir a qualidade da água incluem a coleta, a contagem e a identificação de organismos aquáticos, medidas de biomassa e da taxa de atividade metabólica, efeitos de compostos tóxicos, bioacumulação de poluentes e análise e a interpretação dos dados biológicos. Informações referentes a estes tipos de testes são importantes para:

Explicar a causa da coloração e da turbidez e a presença de odores, gosto ou de partículas visíveis na água;

- A importância da interpretação das análises químicas, como por exemplo, em relação à presença ou ausência de certas formas biológicas e a deficiência de oxigênio ou a supersaturação de oxigênio em água natural;
- Para identificar a fonte de água que possui mistura com outras águas;
- Para determinar o tempo ótimo de tratamento da água potável e para auxiliar na determinação da quantidade de cloro ideal;
- Para identificar a natureza, a extensão e os efeitos biológicos da poluição;
- Para indicar o progresso na autopurificação de corpos de água;
- Para auxiliar na determinação das condições ideais da água utilizada na agricultura;
- Para documentar a curto e em longo prazo a variabilidade a água causada por fenômenos naturais ou atividades humanas.

Coletas de amostras de água para análise de fitoplâncton

Os Pontos de coleta de fitoplâncton e a metodologia foram os mesmos Pontos selecionados e descritos para a análise físico-química, as coletas foram realizadas com o auxílio de redes de plâncton confeccionadas com malha e após a coleta em rede, as amostras foram transferidas para frascos escuros com capacidade para 1L, os frascos foram lavados várias vezes com a água do próprio local da coleta, a fim de eliminar compostos que poderiam alterar a composição da amostra; o volume da amostra utilizada para análise foi de 500 mL; o frasco foi rotulado com informações que permitiram identificar a amostra, como: método de coleta, indicações do local de coleta (tipo de ambiente, profundidade, água calma ou corrente), indicações sobre o material biológico (fixa em rochas, em plantas, planctônicas), data e hora, nome do coletor e outras observações úteis ao estudo (como as condições meteorológicas que possam alterar as características da água).

Técnicas utilizadas para corar e evidenciar substâncias em algas

Prova do amido: adicionar ao material 1 gota de solução de iodo. O iodo penetra na molécula do amido, fazendo com que o mesmo seja visualizado com uma coloração que varia do violeta ao negro.

Evidenciação de flagelos com tinta nanquim: a tinta nanquim tingem todo o campo escurecendo-o uniformemente, o que torna mais facilmente visíveis cílios e flagelos. A colocação da tinta é feita com um pincel fino, no bordo da lamínula.

Evidenciação de mucilagem com tinta nanquim: devido sua menor densidade, a tinta não penetra na mucilagem, que aparece como negativo.

Soluções

1. Lugol: dissolver 60 g de iodeto de potássio e 40 g de cristais de iodo em 1 litro de água ou Solução corante de Iodo: 100 mL de água destilada + 1 g de iodo + 1 g de iodeto de potássio
2. Transeau: chamada 6:3: 1. É composta por 6 partes de água + 3 partes de álcool etílico 95% + 1 parte de formalina.

3.3 Variáveis meteorológicas

Os valores relativos às temperaturas máxima, mínima e média do ar, pluviosidade e evaporação de água apresentados neste estudo, foram fornecidos pelo Dep. de Meteorologia da Universidade Federal de Santa Maria e pelo Centro de Previsão e Estudos Climáticos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados discutidos neste trabalho foram obtidos em espelhos de água ocorrentes na região próxima a Santa Maria, e são, ou foram, represados para armazenar água destinada à irrigação de lavoura de arroz. Esta região tem uma grande frequência deste tipo de açudes, cuja utilização hoje nem sempre é a da irrigação. Alguns estão abandonados, com visíveis sinais de falta de conservação, e outros são utilizados como bebedouros. Mas a maioria ainda é fonte de água para irrigação.

Os açudes avaliados 1, 5 e 6 passaram por um processo de acumulação de julho a dezembro e esvaziamento de dezembro a fevereiro. Os açudes 2 e 3 apresentaram pequena variação no nível da água e o açude 4 perdeu em torno de 50% do seu volume. Portanto, somente os três açudes 1,5 e 6 renovaram a água durante o período de amostragem.

Para servir como plano de discussão, os dados serão comparados àqueles estabelecidos pelo CONAMA (2005) para Classe III de águas, categoria que se classificam águas que se destinam as irrigações, e também com o grau de contaminação com nutrientes essenciais que possa contribuir para o aparecimento de cianofíceas, microorganismos fixadores de Nitrogênio como do gênero Nostoc e Anabaena, mas também para o aparecimento de Microcistis que produzem hepatotoxinas de alta agressividade.

4.1 Análise dos parâmetros físico-químicos

Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os valores e DBO encontrados ficaram grande parte, abaixo do padrão CONAMA (10 mg. L-1), com exceção da última coleta (fevereiro/2005).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é a quantidade de Oxigênio que será utilizada pelos microrganismos de um ambiente aquático durante o processo de oxidação aeróbica da matéria orgânica contida na água, a uma temperatura de 20°C (HAMMER, 1979). O teste de DBO é um dos principais determinantes das atividades

de controle a serem tomadas em casos de poluição dos corpos da água, sendo de grande importância para avaliar a capacidade de purificação de corpos de água (SAWYER, 1978).

Segundo a Resolução 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005), estabelece o valor de até 10 mg.L^{-1} de DBO para águas doces de Classe III.

Nos dados analisados verificou-se que em algumas ocasiões isso não foi encontrado, mas no geral os valores de DBO registrados foram baixos, o que leva a supor que há uma pequena quantidade de substâncias biodegradáveis presentes e aparentemente não há grandes descargas de matéria orgânica ou crescimento exagerado do plâncton. Em geral não foi observada diferença marcante entre coletas feitas no período chuvoso e na seca.

Os valores de DBO encontrados ficaram grande parte, abaixo do padrão CONAMA (10 mg.L^{-1}), com exceção da última coleta. Porém, deve ser ressaltado que a avaliação da DBO apresenta algumas limitações procedimentais em laboratório. A fase de incubação é de difícil execução, pois nem sempre as repetições mostram valores similares nas duplicatas. Quando isto ocorre é impossível repetir a análise, porque após 5 ou 6 dias as condições de DBO da amostra já se alteraram, embora conservada a frio.

Tabela 2- Valores de demanda bioquímica de oxigênio na água nos diferentes Pontos amostrados.

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
	mg.L^{-1}						
24/08/04	8,99	10,47	6,37	4,20	5,88	7,70	18,50
07/10/04	7,50	8,40	9,60	6,50	9,40	0,60	9,70
29/11/04	4,80	4,70	3,40	4,70	6,60	2,90	9,40
27/12/04	2,50	6,30	4,70	9,60	8,70	6,40	8,60
05/01/05	1,20	3,70	2,50	0,00	0,00	1,40	0,00
21/02/05	3,70	24,20	0,00	11,43	10,71	7,22	25,26

Padrão CONAMA (2005) - 10 mg.L^{-1}

Fósforo

As altas concentrações de Fósforo e Nitrogênio favorecem a eutrofização e podem ter como consequência a floração de cianobactérias que produzem cianotoxinas, pois foi constatado que elas surgem geralmente em lagos eutrofizados. Essa hipótese ainda é mantida mesmo conhecendo que florações de cianobactérias também surgem em condições de baixa concentração de Fosfato dissolvido. A afinidade desses organismos com o Nitrogênio e o Fosfato é muito mais alta que sua afinidade com outros organismos fotossintéticos. Isso significa que elas são capazes de competir com outros organismos fitoplanctônicos sob condições limitadas de Nitrogênio ou Fósforo (CHORUS e BARTRAM, 1999). Além de sua alta afinidade aos nutrientes, as cianobactérias possuem um considerável armazenamento para o Fósforo. Elas podem armazenar Fósforo suficiente para garantir duas a quatro vezes a divisão celular. Uma alta densidade de fitoplâncton leva a alta Turbidez e baixa disponibilidade de luz, e as cianobactérias são os únicos organismos do fitoplâncton que se desenvolvem sob essas condições.

As concentrações de fósforo encontradas ficaram na faixa de 0.05 mg.L^{-1} a 3.07 mg.L^{-1} (12/04, P1), portanto os Pontos que não excedem os valores padrões do CONAMA ficam no limite. Os maiores valores foram no Ponto 1 e Ponto 5, que são represas que recebem água de drenagem de áreas com lavouras e sofrem influência de habitações ou vilarejos localizados à montante. São espelhos de água impactados sujeitos a eutrofização e com alto risco de invasão por cianofíceas. Por que apresentam grande frequência de visitação por pássaros, que são os difusores de vários grupos de microorganismos (Tabela 3 e Figura 4).

Segundo ANKJEY et al, 1996, altas concentrações de fosfato podem indicar a presença de outras atividades antrópicas desencadeando processos de eutrofização e até florações, quando há relação com ambientes com boa disponibilidade de nutrientes nitrogenados.

Gonçalves (2003) e Pellegrini (2005) destacam que a contaminação de águas por fósforo é sempre maior onde há maior ação antrópica, principalmente nas áreas cultivadas. Portanto estas podem ser as fontes de fósforo para as águas de acumulação. Também Basso (2003), relata que há transferência de fósforo no deflúvio quando se usam dejetos de animais como fonte de nutrientes. Quando há

concentração destes dejetos dentro da bacia de contribuição, ou mesmo em aglomerados residenciais, como ocorre nas cercanias dos açudes 1 e 5, a concentração de fósforo se agrava como ocorreu nesta avaliação (Tabela,3) principalmente no 1 que possui um aglomerado urbano à montante , a vila Block.

Existe a possibilidade que as diferenças observadas para o nutriente fosfato estejam relacionadas às estações chuvosas e ao grande aporte de nutrientes que são carregados para o reservatório.

Foram encontradas flutuações durante o período da amostragem, que não guardaram relações com qualquer evento de pluviosidade ou de esgotamento dos reservatórios, Mesmo assim em nenhuma situação os valores de fósforo estavam abaixo daqueles padrões recomendados pelo CONAMA.

Tabela 3 - Teores de fósforo ocorrente nas datas de coleta de amostras

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
	mg.L ⁻¹						
24/08/04	1,50	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
07/10/04	1,88	0,05	0,05	0,08	0,14	0,05	0,11
29/11/04	2,18	0,05	0,05	0,05	0,14	0,09	0,05
27/12/04	3,07	0,05	0,05	0,05	0,05	0,16	0,05
05/01/05	1,02	0,05	0,05	0,05	0,10	0,06	0,07
21/02/05	0,09	0,08	0,05	0,05	0,14	0,08	0,08

Padrão CONAMA - 0,005 mg.L⁻¹

pH

Os valores de pH estão na Tabela 3. No Ponto 1 oscilaram de 7,4(27/12/2004) a 9,2 (21/02/2005), caracterizando a ocorrência de águas alcalinas, no Ponto 2 estes valores variaram de 6,8 (05/01/2005) a 7,5 (24/08/2004) caracterizando como neutros, no Ponto 3 a variação foi de 6,7 (29/11/2004) a 8,0 (24/08/2004) ,no Ponto 4 os valores oscilaram de 7,1 (21/02/2005) a 7,7 (05/01/2005), no Ponto 5 os valores variaram de 7,2 (07/10/2004) a 8,6 (05/01/2005), no Ponto 6 as variações foram de 6,0 (05/01/2005) a 7,7 (21/02/2005), no Ponto 7 os valores também sofreram poucas variações oscilando de 6,8 (05/01/2005) a 7,5 (24/08/2005). Isto caracteriza a observação de que todos os

espelhos de água estão impactados, pois o pH natural destas águas dificilmente ultrapassa 6,0. Estes valores indicam que os processos de eutrofização estão instalados (Tabela 4).

Segundo (YUNES, 2002) nenhuma espécie de cianobactéria pode se desenvolver em ambientes com pH inferior a 7,6. Porém existem espécies de cianofíceas que toleram pH ácido e são capazes de estabelecer-se e realizar a fotossíntese, especialmente em ambientes lênticos. A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutroalcalinas (pH 6-9). Os valores obtidos em relação ao pH ficaram na faixa de neutralidade com exceção do Ponto 1 e Ponto 5, nestes Pontos a análise biológica determinou a presença de cianobactérias, sendo que no Ponto 1 verificou-se ocorrência de florações (figura). Conforme Hellawell (1989), as comunidades aquáticas podem interferir nos valores de pH do meio. Os organismos autotróficos como macrófitas aquáticas e algas, podem elevar o pH por meio do processo de assimilação de CO_2 na fotossíntese. Os organismos heterotróficos, por outro lado, podem abaixar o pH do meio através dos processos de decomposição e respiração, liberando CO_2 , formando ácido carbônico e íons hidrogênio.

A Resolução 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA, estabelece o valor de pH de 6 a 9 para águas doces de Classe III. Nos dados analisados verificou-se que os valores obtidos nas coletas estão em conformidade com os estabelecidos pela Resolução 357. Porém, deve ser destacado que os parâmetros adotados pela legislação se referem a valores que podem causar prejuízo quando utilizados fora de sua destinação, não havendo preocupação de quando aqueles limites forem alcançados possa se instalar processos de degradação, como no caso do valor do pH alto.

Tabela 4- Valores de pH na água nos diferentes Pontos amostrados.

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
24/08/04	6,6	6,5	6,1	6,8	6,7	6,5	6,5
07/10/04	7,2	6,9	6,3	6,9	6,9	6,9	6,9
29/11/04	6,8	7,2	7,2	7,0	7,1	7,2	7,2
27/12/04	7,3	7,1	7,1	7,1	6,9	7,1	7,1
05/01/05	8,1	7,1	7,2	7,3	8,2	7,1	7,1
21/02/05	8,5	7,2	7,3	7,2	7,4	7,2	7,2

Padrão CONAMA (2005) 6,0 - 9,0

Temperatura

A temperatura mínima para o surgimento das florações de cianobactérias é de 20°C, porém o surgimento desses organismos depende mais da radiação solar do que da temperatura do ambiente, uma vez que existem espécies que mesmo em épocas de frio, porém com alta incidência luminosa, são capazes de se desenvolver (YUNES, 2002).

As variações de temperatura nos 7 Pontos estão relacionadas na tabela 5. O valor mínimo da temperatura foi 12° C em agosto de 2004 e o máximo 38° C em outubro de 2004. As pequenas variações entre os Pontos podem estar associadas aos horários de coleta, já que as coletas dos Pontos 6 e 7 ocorriam entre 15 e 16 horas, período imediatamente posterior a maior insolação do dia.

Tabela 5- Valores de temperatura na água nos diferentes Pontos amostrados.

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
	°C						
24/08/04	14	13	12	16	16	25	30
07/10/04	18	16	17	16	21	26	39
29/11/04	26	25	26	29	29	28	28
27/12/04	27	27	27	28	30	30	29
05/01/05	29	28	29	32	33	33	33
21/02/05	26	28	30	30	32	32	35

Nitrato + Nitrito

Os resultados do nitrato e nitrito em todos os Pontos apontam para concentrações relativamente baixas deste parâmetro (Tabela 6 e Figura 7). O valor máximo encontrado foi 0,98. Branco (1986) diz que o nitrogênio é muito escasso nas águas doces em geral, o que significa que os organismos têm dificuldade de obtê-lo do meio. Nogueira (2003) escreve que a baixa quantidade de Nitrato encontrada é explicada pela rapidez com que estes elementos ao serem formados são rapidamente utilizados como aceptores de elétrons em ambientes anaeróbicos ou por não terem sido formados em virtude da insuficiente oxigenação do meio.

O escoamento superficial e a drenagem são os responsáveis pelo transporte de grande quantidade de nitrogênio.

Comparando os valores encontrados com os valores do CONAMA (10) podemos verificar que estão bem abaixo do limite máximo para este nutriente.

Tabela 6- Valores de nitrato+ nitrito na água nos diferentes Pontos amostrados.

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
	mg.L ⁻¹						
24/08/04	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.23	0.08
07/10/04	0.09	0.12	0.31	0.09	0.39	0.68	0.09
29/11/04	0.09	0.08	0.08	0.08	0.84	0.29	0.09
27/12/04	0.09	0.08	0.08	0.04	0.43	1.02	0.09
05/01/05	0.08	0.08	0.08	0.08	0.48	0.90	0.08
21/02/05	1.39	0.23	0.12	0.15	0.42	0.56	1.39

Padrão CONAMA (2005) - 10 mg.L⁻¹

N/P

De acordo com Chorus & Bartram (1999), uma relação N/P de 10 a 16 é ideal para o florescimento de cianobactérias. Na tabela 7 estão apresentados os resultados da relação N/P, no caso presente estas baixas relações podem ser atribuídas aos altos teores de fósforo presentes nestas águas, já que Yunes et al. (1999) admite que a relação é crítica quando os teores na água estão no limite inferior suportando pelos microrganismos.

Tabela 7- Relação N:P na água nos diferentes Pontos amostrados.

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
24/08/04	0,10	1,59	1,59	1,59	1,59	4,38	9,64
07/10/04	0,08	5,13	14,12	1,98	4,84	21,90	9,28
29/11/04	0,07	3,59	3,59	3,59	9,73	6,00	12,81
27/12/04	0,05	3,59	3,59	2,37	17,00	9,90	15,08
05/01/05	0,14	3,59	3,59	3,59	7,93	23,96	11,41
21/02/05	30,20	4,94	5,51	6,27	5,13	11,65	7,25

Turbidez.

De acordo com Esteves (1998), a turbidez é uma medida da capacidade de dispersão da radiação. Branco (1986) considera que a turbidez de uma água é dada pela presença de partículas em suspensão. O menor valor encontrado foi zero e o maior 25,5 (Tabela 7 e Figura 8), bem acima do padrão CONAMA (10), isto deve ocorrer por causa do transporte de sedimentos de erosão ou ocorrência de turbulência no período de amostragem, tanto da primeira quanto na última amostragem, época em que os reservatórios apresentavam o mais baixo nível, por isso o movimento de peixes ou ocorrência de ventos pode alterar a turbidez.

Tabela 8- Valores de turbidez na água nos diferentes Pontos amostrados.

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
24/08/04	8,99	10,47	6,37	4,20	5,88	7,70	18,50
07/10/04	7,50	8,40	9,60	6,50	9,40	0,60	9,70
29/11/04	4,80	4,70	3,40	4,70	6,60	2,90	9,40
27/12/04	2,50	6,30	4,70	9,60	8,70	6,40	8,60
05/01/05	1,20	3,70	2,50	0,00	0,00	1,40	0,00
21/02/05	3,70	24,20	0,00	11,43	10,71	7,22	25,26

Padrão CONAMA (2005) 100

Condutividade

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna de água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. A condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. Dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta. Altos valores podem indicar características corrosivas da água (CETESB, 1999).

Considerando o valor determinado pela Cetesb (níveis superiores a 100 mS/cm , podemos interpretar o Ponto 1 como impactado, pois os valores encontrados são muito próximos ou superiores a 100 (Tabela 9).

Tabela 9- Valores de condutividade na água nos diferentes Pontos amostrados.

Data	Pontos						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
	mS/cm						
24/08/04	86,0	92,6	20,6	21,1	37,2	56,4	49,9
07/10/04	109,0	112,6	59,7	62,9	68,5	85,4	73,4
29/11/04	110,9	118,3	86,0	59,6	133,9	58,9	67,2
27/12/04	110,0	75,0	95,6	78,5	76,3	79,0	76,4
05/01/05	96,9	79,3	28,0	27,6	42,0	53,8	46,3
21/02/05	98,1	78,1	10,0	26,3	57,2	57,0	48,0

Coeficientes de correlação simples

Os resultados da tabela 10 mostram que existe correlação entre todas as variáveis estudadas. Esta interdependência deve ser consequência da acumulação de fósforo e nitrogênio provenientes da água da bacia de contribuição, que resultam na elevação do pH e da DBO. Arcova e Cicco, 1999, também encontraram relação entre as variáveis que estudaram, destacando que as águas que apresentavam

maiores problemas, eram provenientes de bacias com terras utilizadas para agricultura. Estas relações foram significativas os reservatórios avaliados, conforme dados apresentados na tabela.

Tabela 10- Coeficientes de correlação simples entre as variáveis analisadas na água coletada em todos os Pontos.

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	-0,156*	0,664*	-0,246*	0,480*	0,337*
Nitrato		0,164*	-0,014*	-0,129*	0,743*
Nitrito			-0,771*	0,355*	0,780*
P solução				-0,579*	-0,526*
pH					0,129*

* Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$

4.1 Influência da bacia de contribuição

Os dois açudes que apresentaram valores mais altos de contaminação com fósforo (Tabela 3) foram os pontos 1 e 5. Os demais apresentaram valores similares, mas sempre no limite do valor máximo ou até maiores. Nos pontos mais impactados, Figuras 1 e 2, há uma clara influência de aglomerados urbanos, como o caso do ponto 1, onde a Vila Block se localiza a montante do açude e, seguramente, todos os efluentes descartados convergem para o leito do açude.

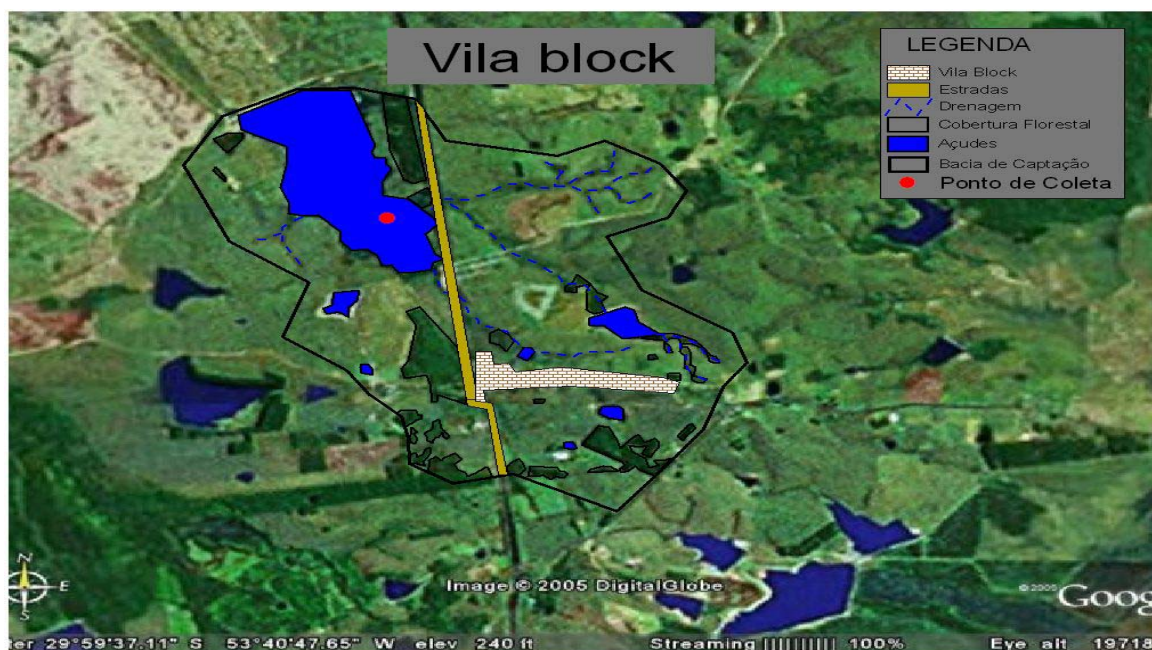


Figura 1- Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. "Vila Block"(P1), (S-29° 58' 43,37 " ; W-53° 41' 54,00").

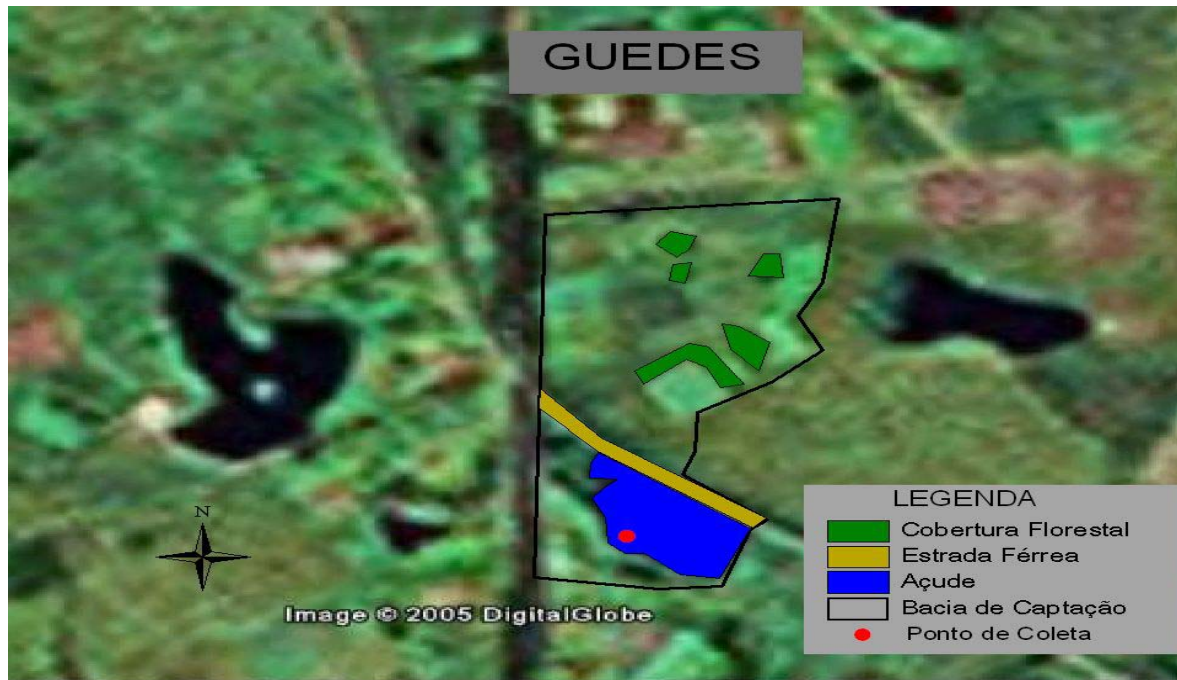


Figura 2- Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do açude."Guedes" (P5), (S-29° 40' 04,01 " ; W-54° 05' 49,13").

Os problemas de contaminação só não são mais sérios por que há renovação anual da água acumulada e o problema se torna mais dramático nos períodos de verão, quando a descarga de líquidos é maior (Tabela 3). No ponto 5 (Figura 2), embora tenha uma menor bacia de contribuição e acumulação, também há aglomerados residenciais, além de criatórios de suínos, cujos dejetos são depositados no açude para servir de alimentos aos peixes. Há uma grande massa de plantas aquáticas e grande frequência de aves. Estas características podem favorecer a contaminação por cianofíceas, embora não se tenha observado florações nas datas de amostragens.



Figura 3. Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude.“Corticeira” (P2), (S-29° 53' 17,42 “; W-53° 43' 55,13”).

Na tabela 11 são apresentados valores percentuais da forma de ocupação dos solos da bacia de contribuição, onde se destaca que entre 70% e 97% são ocupadas por lavouras de sequeiro, com predominância de soja no verão e gramíneas no inverno, que servem de cobertura e/ou pastagens no inverno. Isto é o determinante para encontrar os altos valores de fósforo na água, mesmo nos pontos 2, 3 e 4 (Figuras 3, 4 e 5), onde os açudes são usados para dessedentação, ou

abandonado, como o caso do ponto 3, há um processo de aumento da quantidade de fósforo, o que gradativamente pode acelerar a degradação destas águas.

Tabela 11- Porcentagem dos principais usos do solo dentro da área de captação das bacias dos pontos estudados.

	Área de captação	Cobertura florestal	Lavouras e pastagens	Açude em estudo	Outros açudes	Estradas
Vila Block	% 100	8,8	74,6	12,6	1,6	2,5
Corticeira	% 100	0	97,5	2,5	0	0
Parada Link 1	% 100	0	84,6	9,1	0	6,3
Parada Link 2	% 100	4,9	87,7	1,6	0,5	5,4
Guedes	% 100	5,2	78,4	12,2	0	4,1
Possobon	% 100	5,4	70,5	18,9	3,8	1,4
Vale Vêneto	% 100	3,7	91,1	3,0	2,2	0



Figura 4- Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude.“Parada Link 1” (P3), (S-29° 40' 11,68”; W- 54° 01' 19,36”).

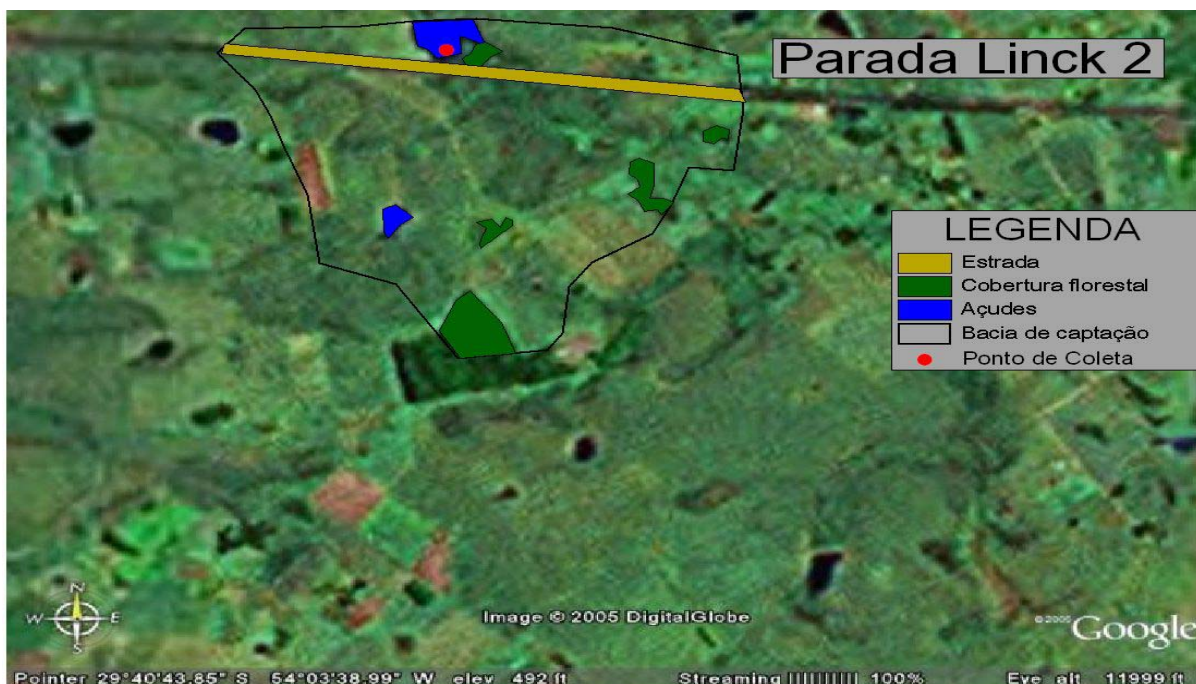


Figura 5- Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. “Parada Link 2” (P4), (S- 29° 39’ 58,23”; W- 54° 03’ 58,74”).

Os pontos 6 e 7, açudes onde há acumulação no inverno/primavera e esvaziamento no verão, também tem fósforo alto, seguramente por causa da agricultura que se realiza nas bacias.

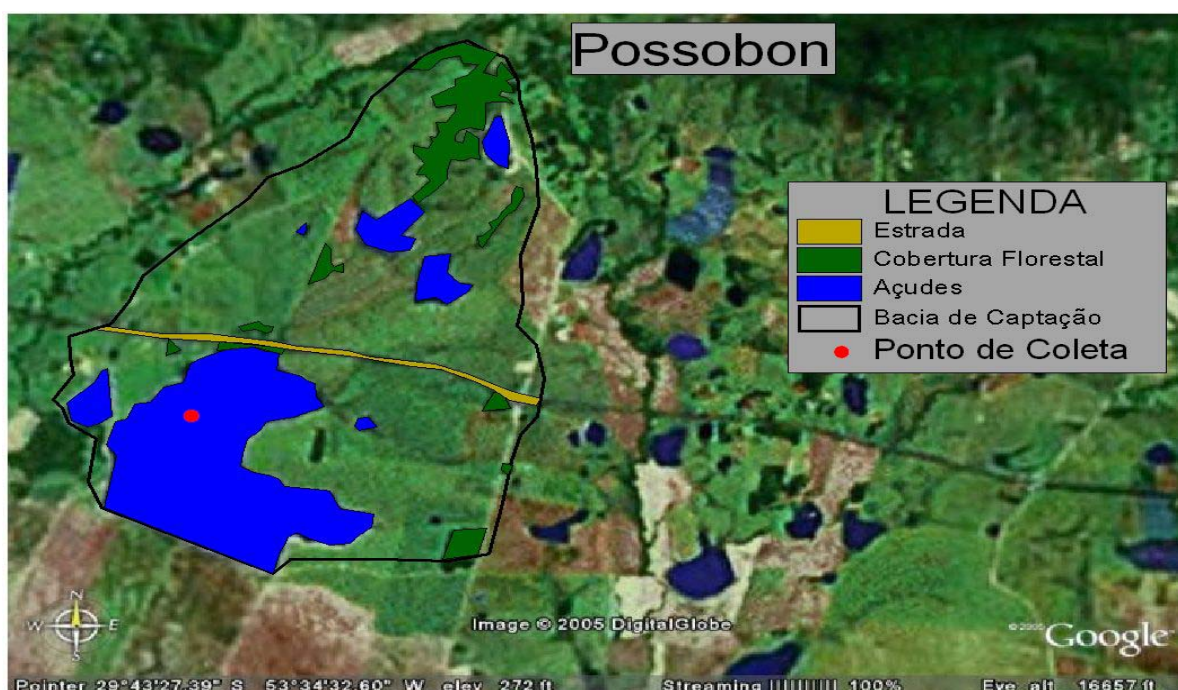


Figura 6- Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. “Possobon” (P6), (S-29° 43’ 36,85 “; W-53° 35’ 53,07”).

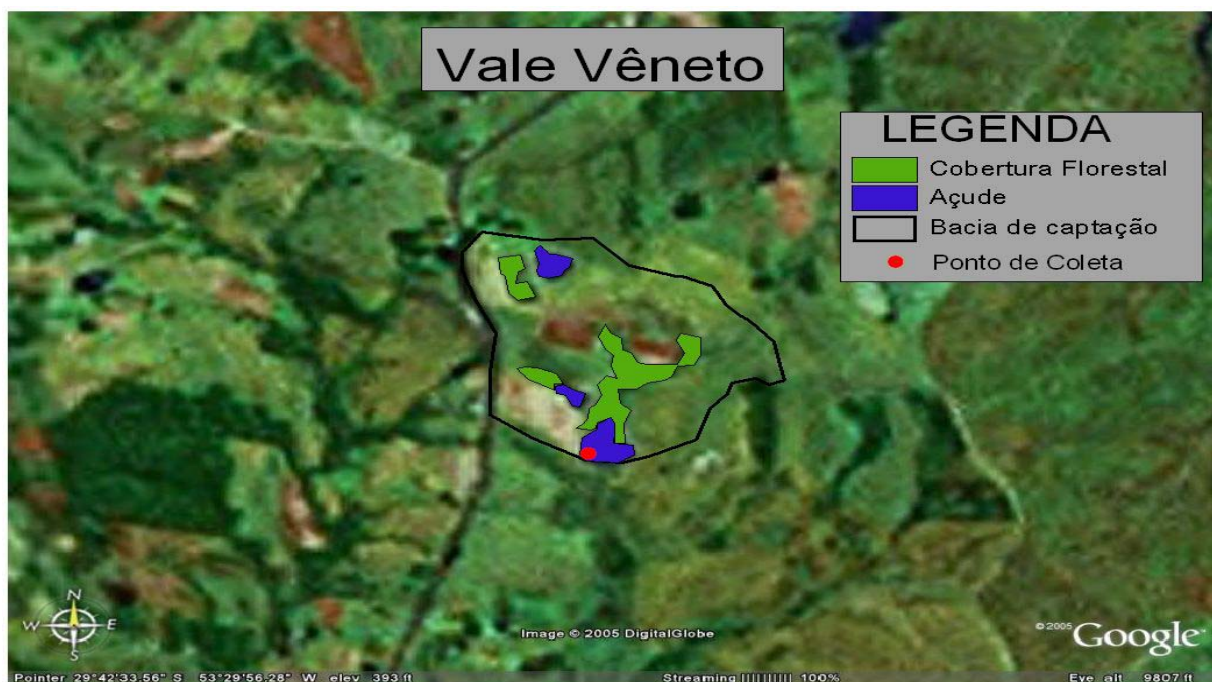


Figura 7- Representação da área de captação e seu respectivo uso do solo, do Açude. “Vale Vêneto” (P7), (S-29° 42’ 44,87 “; W-53° 29’ 58,92”).

Esta poluição difusa deve ser uma preocupação nova para os espelhos d’água, pois o uso de fertilizantes fosfatados empregados na agricultura são os principais responsáveis pela contaminação da água. Isto associado ao sistema de manejo adotado, que promove processos erosivos, embora a adoção de plantio direto, também pode contribuir para o arraste de sedimentos para o leiro da bacia de acumulação (PELLEGRINI, 2005; GONÇALVES, 2003) que servirão como tamponante da presença de fósforo. Por isso, mesmo havendo ciclos de acumulação e esvaziamento, a tendência é de que os teores de P não diminuam, pois os sedimentos acumulados no fundo funcionam como um tamponamento para fósforo.

4.3 Análise dos parâmetros biológicos

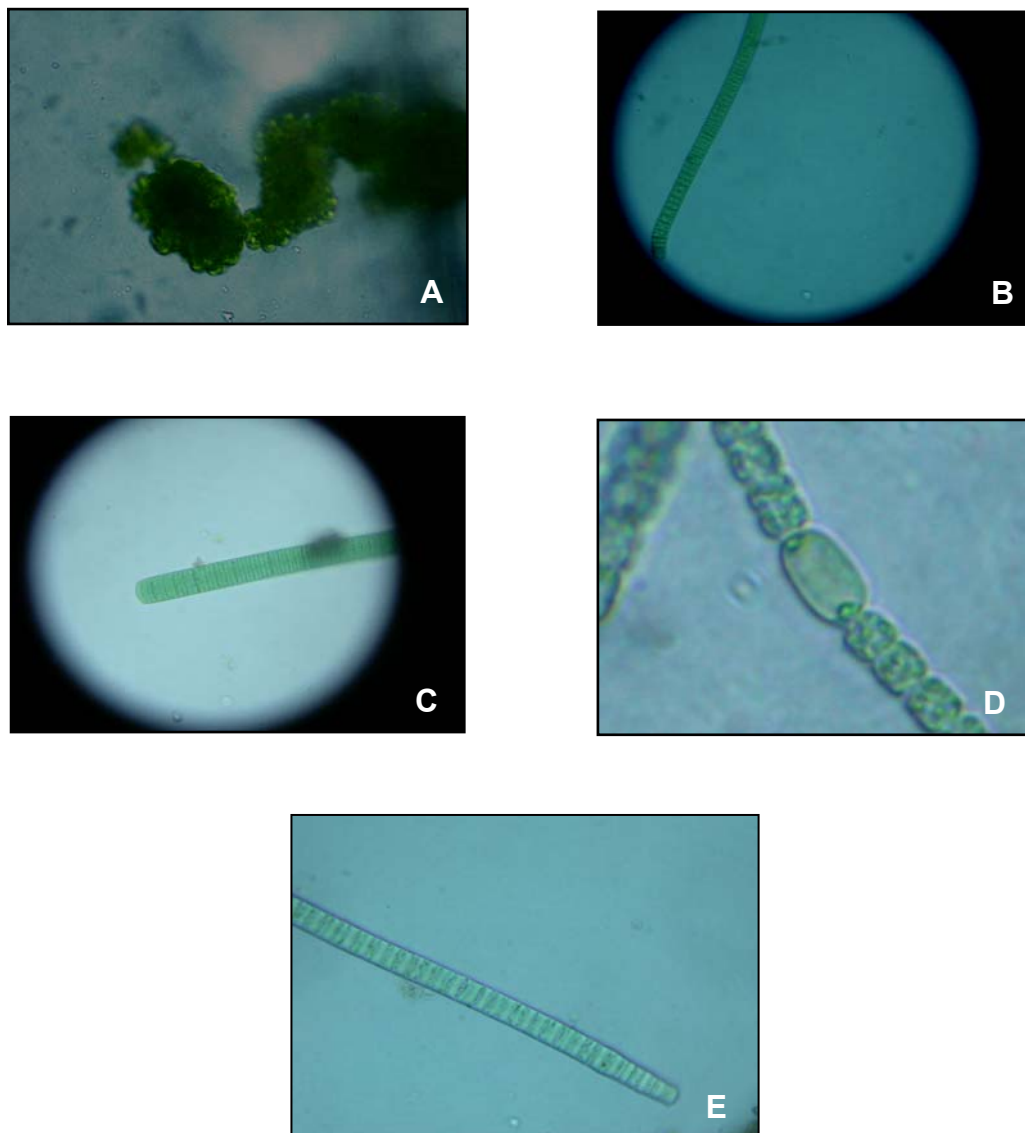


Figura 8- Espécies de cianobactérias, *Anabaena spiroides* (A), *Oscillatoria* (B), *Anabaena* (C), *Oscillatoria* (D), *Oscillatoria* (E) encontradas na água dos Pontos amostrados. (fotografias disponibilizadas pela Prof. Júlia Vasconcellos, UNIFRA, RS, a partir de material da última coleta, 21/02/2005, no Pontos 1 e 5)

Na análise biológica, foram encontrados 3 gêneros de cianobactérias, no Ponto 1 e Ponto 5. Os gêneros encontrados foram *Microcystis*, *Anabaena* e *Oscillatoria*. A presença destes microorganismos demonstra a necessidade de um monitoramento cuidadoso, para evitar o aparecimento de condições favoráveis à

proliferação destes organismos, que já foram detectados nestas águas impactadas. As cianobactérias representam um risco à saúde humana, e deve ser acompanhada as possibilidade de florações. No entanto, é difícil de prever com segurança a sua floração, por que nem sempre ela é explicada pela concentração dos nutrientes na água, mas pelas relações entre eles e com as propriedades físicas concomitantes, como a temperatura da água e turbidez (YUNES et al., 1999).

5. CONCLUSÕES

A variação nos seus atributos físico-químicos, encontrados nos açudes, é derivada da forma de ocupação das áreas das bacias de contribuição.

Os teores mais altos de fósforo foram encontrados nos açudes onde há aglomerados urbanos na bacia de contribuição.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAMS P.W. Soils: their implication to human health Institute of Geography and Earth Sciences, **University of Wales**, Aberystwyth Wales, v.291, 1-32, 2002.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. Ed., Washington DC: American Public Health Association, 1998.

ARCOVA, F. C. S., CICCIO, V., qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de cunha, estado de São Paulo, **Scientia florestalis**, n.56, 125-134,1999.

AZEVEDO, Sandra. Toxinas de cianobactérias: Causas e conseqüências para a Saúde Pública. Revista Virtual de Medicina. Rio de Janeiro, v.1, n.3, 1998. Disponível em <http://www.Medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm> acessado em 11 de Fevereiro de 2005.

AZEVEDO, S.M.F.O. Effects of toxic Cyanobacteria on environmental quality and human health in Brazil. **Proceedings of the International Conference on Toxic Cyanobacteria**, 4, Beaufort, NC, USA, 1998.

BRANCO, Samuel Murgel. **Ecosistêmica: uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente**. São Paulo: Edgard Blucher, 1989.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Recursos Hídricos: conjunto de normas legais** ", 2. ed. Brasília: SRH, 2002. 141 p.

Charles (org). ANAIS DO IV SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR DE PESQUISA EM EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO. **Anais...** Curitiba: 2003. p. 30 – 33.

CHORUS, Ingrid; BARTRAM, Jamie. Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, **monitoring and management**. London: E &FN Spon, 1999.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to public health consequences, **Monitoring and Management**. WHO, London and New York: 1999.

CHORUS, I. & Bartram J. (Eds.) **Toxic Cyanobacteria in Water**, E & FN Spon /WHO, London and New York: 416 pp. 1999.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 17 mar. 2005.

ESTEVES, F. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998,

GLYNN HENRY, J. e HEINKE, G.W. **Environmental Science and Engineering**. 2a. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1996.

LIMA, M. R. ANDREOLI, Cleverson; CARNEIRO I. Crescimento e absorção de alguns elementos químicos em aguapé, alface da água e lentilha da água, no período de inverno, em pinhais - PR.

MARGALEF, R. **Limnologia**, Omega, Barcelona: 1986,1010p.

MATSUZAKI, M., MUCCI, J. L. M., ROCHA, A. A., Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo, **Revista de Saúde Pública**, n.35, 679-686, 2004.

MERTEN, G. H., Minella, Jean P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura, **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável**, Porto Alegre, v.3, n.4, 33-38, 2002.

MUCCI, J. L. et al., estudo ecológico no Parque Guaraciaba em Santo André-São Paulo, **Engenharia sanitária e ambiental**, v.9, n.1, 13-15, 2004.

OLIVEIRA, Maria C.S. A economia ecológica e a mata atlântica: visões, pressupostos e conceitos para a valoração dos serviços ambientais. 2001. Disponível em: <http://www.nepam/unicamp.br/eco>

PÁDUA, H.B. Cianotoxinas e outras intrigantes ocorrências em criações de Organismos Aquáticos disponíveis www.setorpesqueiro.com.br/www.portalbonito.com.br/

PENN, J. C., Mullins, G. L., Zelazny, W. L. and, Mineralogy in relation to phosphorus sorption and dissolved phosphorus losses in runoff, **Soil Science Society of America**. V.69, 1532-1540, 2005.

RANDALL, L. D., et al, Soil characteristics and phosphorus level effect on phosphorus loss in runoff, **Published online**, v. 34, 1640-1650, 2005.

SETTI, Arnaldo A. et al. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 3. Ed. Brasília: ANEEL/ANA, 2001. 328p.

SENDACZ, S., et al., Carga de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na bacia do alto Tiête (cabeceiras e Guarapiranga), **Hydrological Dynamics**, v.3, 2005.

SHARPLEY, S. C. et al. Managing Agricultural phosphorus for protection surface water: Issues and options. **J. Environ. Qual.**, v. 23, 437-451, 1994.

SHARPLEY, A.N. Soil phosphorus dynamics agronomic and environmental impacts, **Ecological Engineering**, v.5, 261-279, 1995.

SPERLING, V. M., Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, **DESA-UFMG**, 1996.

SPERLING, E. V., JARDIN, F. A., GRANDCHAMP, C. A.P., Qualidade da água durante a formação de lagos profundos em cavas de mineração: Estudo de caso do lago de Águas Claras – MG, **Eng.Sanitária Ambiental**, v.9, n. 3, 250-259, 2004.

STRECK, E. V. et al., **Solos do Rio Grande do Sul**, ed. UFRGS, 1º Ed. Porto Alegre: 2002, 107p.

VON SPERLING, M. (1996). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte – MG: DESA-UFMG. 243p.

YLI-HALLA, M., et al, Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses, Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v.56, 53-62, 1995.

YUNES, João. Fatores que levam às florações de cianobactérias. **Reunião Sanepar – CT**. Curitiba, 07 de março de 2002.

YUNES, J. S., NIENCHESKI, L. F. H., SALOMON, P. S. S., PARISE, M. BEATTIE, K. A., SAMANTHA, L., COLDD, R. and G. A., Effect of nutrient balance and physical factors on blooms of toxic Cyanobacteria in the Patos Lagoon, southern Brazil, **Verh. Internat.Vernein. Limnol.** v.26, 1796-1800, 1998.

7. ANEXOS

ANEXO 8 Variáveis analisadas no Ponto 1.

PARÂMETRO	UNID.	PADRÃO CONAMA	24/08/04	07/10/04	29/11/04	27/12/04	05/01/05	21/02/05
Cloretos	mg.L-1	Máx. 250	2,5	2,43	4,02	5,23	1,78	3,27
Condutividade	µS/cm		86	109	110,9	110	96,9	98,1
DBO ₅	mg.L-1	Máx. 10	8,99	7,5	4,8	2,5	1,2	3,7
Fluoretos	mg.L-1	Máx. 1,4	0,55	0,58	0,63	0,50	0,56	0,66
Nitrato	mg.L-1	Máx. 10	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0,44
Nitrito	mg.L-1	Máx. 1,0	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0,09
P solução	mg.L-1	Máx. 0,025	1,5	1,88	2,18	3,07	1,02	0,09
P resina	mg.L-1		0,44	0,28	0,258	0	0,81	0,06
pH Laboratório	U.pH	entre 6 e 9	6,6	7,2	6,8	7,3	8,1	8,5
pH local	U.pH	entre 6 e 9	8,0	7,5	7,6	7,4	8,6	9,2
Potássio	mg.L-1		90	85	73	66	56	76
Sulfatos	mg.L-1	Máx. 250	1,7	1,8	2,2	3,0	1,0	1,4
T°C	°C		14,0	18,0	26,0	27,0	29,0	26,0
Turbidez	UNT	Máx. 100	22	28	23	25	32	30

ANEXO 9 Variáveis analisadas no Ponto 2.

PARÂMETRO	UNID.	PADRÃO CONAMA	24/08/04	07/10/04	29/11/04	27/12/04	05/01/05	21/02/05
Cloretos	mg.L-1	Máx. 250	2,5	3,57	3,51	2,21	3,25	2,98
Condutividade	µS/cm		92,6	112,6	118,3	75	79,3	78,1
DBO ₅	mg.L-1	Máx. 10	10,47	-	-	-	3,7	24,2
Fluoretos	mg.L-1	Máx. 1,4	0,51	0,54	0,54	0,47	0,52	0,49
Nitrato	mg.L-1	Máx. 10	<0,05	0,08	<0,05	<0,05	<0,05	0,15
Nitrito	mg.L-1	Máx. 1,0	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,08
P solução	mg.L-1	Máx. 0,025	<1,0	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,08
P resina	mg.L-1		0,06	0,18	0,23	0	0,03	0,01
pH Laboratório	U.pH	entre 6 e 9	6,47	6,91	7,21	7,12	7,14	7,16
pH local	U.pH	entre 6 e 9	7,5	7,2	7,0	7,3	6,8	7,3
Potássio	mg.L-1		67	75	73	62	76	99
Sulfatos	mg.L-1	Máx. 250	0,8	1,33	1,01	0,42	0,62	0,95
T°C	°C		13	16	25	27	28	28
Turbidez	UNT	Máx. 100	2,7	2,8	2,3	2,5	3,2	3,34

ANEXO 10 Variáveis analisadas no Ponto 3.

PARÂMETRO	UNID.	PADRÃO CONAMA	24/08/04	07/10/04	29/11/04	27/12/04	05/01/05	21/02/05
Cloretos	mg.L-1	Máx. 250	1,25	1,66	1,31	1,01	1,00	1,33
Condutividade	µS/cm		21,1	62,9	59,6	78,5	27,6	26,3
DBO ₅	mg.L-1	Máx. 10	4,20	-	-	-	-	11,43
Fluoretos	mg.L-1	Máx. 1,4	0,31	0,36	0,32	0,35	0,24	0,41
Nitrato	mg.L-1	Máx. 10	<0,05	0,05	<0,05	0,008	<0,05	0,11
Nitrito	mg.L-1	Máx. 1,0	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
P solução	mg.L-1	Máx. 0,025	<1,0	0,08	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
P resina	mg.L-1		0	0	0,003	0,17	0,01	0,04
pH Laboratório	U.pH	entre 6 e 9	6,83	6,91	7,02	7,12	7,34	7,16
pH local	U.pH	entre 6 e 9	7,5	7,2	6,7	7,3	7,7	7,1
Potássio	mg.L-1		40	35	42	28	7	28
Sulfatos	mg.L-1	Máx. 250	0,36	0,55	0,63	0,57	0,37	0,44
T°C	°C		16	16	29	28	32	30
Turbidez	UNT	Máx. 100	9,5	8,54	4,75	5,48	8,57	6,84

ANEXO 11 Variáveis analisadas no Ponto 4.

PARÂMETRO	UNID.	PADRÃO CONAMA	24/08/04	07/10/04	29/11/04	27/12/04	05/01/05	21/02/05
Cloretos	mg.L-1	Máx. 250	1,25	1,66	1,31	1,01	1,00	1,33
Condutividade e	µS/cm		21,1	62,9	59,6	78,5	27,6	26,3
DBO ₅	mg.L-1	Máx. 10	4,20	6,5	4,7	9,6	—	11,43
Fluoretos	mg.L-1	Máx. 1,4	0,31	0,36	0,32	0,35	0,24	0,41
Nitrato	mg.L-1	Máx. 10	<0,05	0,05	<0,05	0,008	<0,05	0,11
Nitrito	mg.L-1	Máx. 1,0	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
P solução	mg.L-1	Máx. 0,025	<1,0	0,08	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
P resina	mg.L-1		0	0	0,003	0,17	0,01	0,04
pH Laboratório	U.pH	entre 6 e 9	6,83	6,91	7,02	7,12	7,34	7,16
pH local	U.pH	entre 6 e 9	7,5	7,2	6,7	7,3	7,7	7,1
Potássio	mg.L-1		40	35	42	28	7	28
Sulfatos	mg.L-1	Máx. 250	0,36	0,55	0,63	0,57	0,37	0,44
T°C	°C		16	16	29	28	32	30
Turbidez	UNT	Máx. 100	9,5	8,54	4,75	5,48	8,57	6,84

ANEXO 12 Variáveis analisadas no Ponto 5.

PARÂMETRO	UNID.	PADRÃO CONAMA	24/08/04	07/10/04	29/11/04	27/12/04	05/01/05	21/02/05
Cloretos	mg.L-1	Máx. 250	2,92	3,05	331	2,58	2,98	3,43
Condutivida de	µS/cm		56,4	85,4	58,9	79	53,8	57
DBO ₅	mg.L-1	Máx. 10	7,7	0,60	2,9	6,4	1,4	7,22
Fluoretos	mg.L-1	Máx. 1,4	0,66	0,69	0,65	0,71	0,76	0,71
Nitrato	mg.L-1	Máx. 10	0,23	0,58	0,11	0,98	0,79	0,42
Nitrito	mg.L-1	Máx. 1,0	0,02	0,10	0,18	<0,05	0,11	0,14
P solução	mg.L-1	Máx. 0,025	<1,0	0,05	0,09	0,16	0,06	0,08
P resina	mg.L-1		0,01	0	0	0	0,19	0,29
pH Laboratório	U.pH	entre 6 e 9	6,47	6,91	7,21	7,12	7,14	7,16
pH local	U.pH	entre 6 e 9	7,2	6,5	6,8	7,2	6,0	7,7
Potássio	mg.L-1		5	34	42	55	57,5	54
Sulfatos	mg.L-1	Máx. 250	2,41	1,42	2,24	2,14	1,10	1,25
T°C	°C		25	26	28	30	33	32
Turbidez	UNT	Máx. 100	7	32	2°	30	55	57,5

ANEXO 13 Variáveis analisadas no Ponto 6.

PARÂMETRO	UNID.	PADRÃO CONAMA	24/08/04	07/10/04	29/11/04	27/12/04	05/01/05	21/02/05
Cloretos	mg.L-1	Máx. 250	2,92	3,05	331	2,58	2,98	3,43
Condutivida de	μS/cm		56,4	85,4	58,9	79	53,8	57
DBO ₅	mg.L-1	Máx. 10	7,7	0,60	2,9	6,4	1,4	7,22
Fluoretos	mg.L-1	Máx. 1,4	0,66	0,69	0,65	0,71	0,76	0,71
Nitrato	mg.L-1	Máx. 10	0,23	0,58	0,11	0,98	0,79	0,42
Nitrito	mg.L-1	Máx. 1,0	0,02	0,10	0,18	<0.05	0,11	0,14
P solução	mg.L-1	Máx. 0,025	<1,0	0,05	0,09	0,16	0,06	0,08
P resina	mg.L-1		0,01	0	0	0	0,19	0,29
pH Laboratório	U.pH	entre 6 e 9	6,47	6,91	7,21	7,12	7,14	7,16
pH local	U.pH	entre 6 e 9	7,2	6,5	6,8	7,2	6,0	7,7
Potássio	mg.L-1		5	34	42	55	57,5	54
Sulfatos	mg.L-1	Máx. 250	2,41	1,42	2,24	2,14	1,10	1,25
T°C	°C		25	26	28	30	33	32
Turbidez	UNT	Máx. 100	7	32	2°	30	55	57,5

ANEXO 14 Variáveis analisadas no Ponto 7.

PARÂMETRO	UNID.	PADRÃO CONAMA	24/08/04	07/10/04	29/11/04	27/12/04	05/01/05	21/02/05
Cloretos	mg.L-1	Máx. 250	3,25	5,03	3,98	4,12	5,92	4,21
Condutivida de	µS/cm		49,9	73,5	67,2	76,4	46,3	48
DBO ₅	mg.L-1	Máx. 10	18,5	-	-	-	-	25,26
Fluoretos	mg.L-1	Máx. 1,4	0,49	0,55	0,56	0,58	0,52	0,47
Nitrato	mg.L-1	Máx. 10	0,31	0,41	0,20	0,34	0,36	0,23
Nitrito	mg.L-1	Máx. 1,0	0,19	0,19	0,10	<0,05	0,12	0,11
P solução	mg.L-1	Máx. 0,025	<1,0	0,11	<0,05	<0,05	0,07	0,08
P resina	mg.L-1		0	0	0	0	0,02	0
pH Laboratório	U.pH	entre 6 e 9	6,47	6,91	7,21	7,12	7,1	7,16
pH local	U.pH	entre 6 e 9	7,5	7,2	7,0	7,3	6,8	7,3
Potássio	mg.L-1		20,0	38,0	19,4	29,0	23,0	28,5
Sulfatos	mg.L-1	Máx. 250	0,9	1,55	1,37	1,25	1,1	1,08
T°C	°C		30,0	39,0	28,0	29,0	33,0	35,0
Turbidez	UNT	Máx. 100	5,5	5,2	4,9	35	23	28,5

ANEXO 15 Correlações linear simples entre as variáveis analisadas na água coletada no Ponto 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7.

Ponto 1

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	-0,178*	-0,178*	0,046*	-0,323*	-0,178*
Nitrato		1,000*	-0,736*	0,788*	1,000*
Nitrito			-0,736*	0,788*	1,000*
P solução				0,938*	-0,736*
pH					0,788*

*Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$; ^{ns}não significativo

Ponto 2

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	0,935 ^{ns}	0,945 ^{ns}	0,588*	0,505*	0,945 ^{ns}
Nitrato		0,954 ^{ns}	0,291*	0,243*	0,997 ^{ns}
Nitrito			0,377*	0,230*	0,973 ^{ns}
P solução				0,720*	0,314*
pH					0,242*

*Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$; ^{ns}não significativo

Ponto 3

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	0,467*	0,762*	0,290*	0,344*	0,651*
Nitrato		0,902*	-0,286*	-0,049*	0,967 ^{ns}
Nitrito			-0,200*	0,000*	0,981 ^{ns}
P solução				0,903*	-0,242*
pH					-0,021*

*Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$; ^{ns}não significativo

Ponto 4

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	0,273*	0,728*	-0,182*	-0,438*	0,360*
Nitrato		0,050*	-0,077*	-0,199*	0,992 ^{ns}
Nitrito			0,302*	-0,639*	0,175*
P solução				0,295*	0,037*
pH					-0,276*

*Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$; ^{ns}não significativo

Ponto 5

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	-0,100*	0,179*	0,220*	-0,665*	0,056*
Nitrato		0,392*	0,145*	-0,513*	0,983 ^{ns}
Nitrito			0,875**	-0,334*	0,550*
P solução				-0,308*	0,301*
pH					-0,531*

*Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$; ^{ns}não significativo

Ponto 6

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	-0,143*	-0,443*	0,638*	-0,878*	-0,232*
Nitrato		-0,350*	0,306*	-0,256*	0,984 ^{ns}
Nitrito			-0,439*	-0,137*	-0,183*
P solução				0,504*	0,240*
pH					-0,194*

*Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$; ^{ns}não significativo

Ponto 7

	Nitrato	Nitrito	P solução	pH	Nitrato+Nitrito
DBO ₅	-0,487*	0,189	0,326*	0,755*	-0,255
Nitrato		0,335*	0,486*	-0,031*	0,890*
Nitrito			0,925 ^{ns}	0,260*	0,748*
P solução				0,407*	0,798*
pH					0,104*

*Significativo com $p > 0,05$; **significativo com $p > 0,01$; ^{ns}não significativo

ANEXO 1 Foto do Ponto 1-Açude.“Vila Block



ANEXO 2 : Foto do Ponto 2-Açude.“Corticeira”



ANEXO 3: Foto do Ponto 3-Açude. "Parada Linck"



ANEXO 4: Foto do Ponto 4-Açude. "Parada Linck 2"



ANEXO 5 Foto do Ponto 5-Açude.“Guedes



ANEXO 6 Foto do Ponto 6-Açude.“Possobon”



ANEXO 7 Foto do Ponto 7-Açude. "Vale Vêneto"

